NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATION
«REGIONAL CENTER FOR SCIENTIFIC AND TECHNOLOGICAL DEVELOPMENT»

м. Харків, вул. Франтішка Крала, буд. 57, кв. 35, e-mail: innovation482@gmail.com
Телефони: +380660413080, +380951214854
Свідоцтво про реєстрацію громадського об'єднання як громадської організації
№1453612 від 09.02.2016 року

ХАРКІВСЬКА ДЕРЖАВНА НАУКОВА БІБЛІОТЕКА ІМ. В.Г. КОРОЛЕНКА

У рамках реалізації науково-соціальної програми «INNOVATION-482»

«ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА: СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ ТА ПРОПОЗИЦІЇ»

ЗБІРНИК НАУКОВИХ ПРАЦЬ ВСЕКРАЇНСЬКОЇ НАУКОВО-ПРАКТИЧНОЇ КОНФЕРЕНЦІЇ

(м. Харків, 21 квітня 2017 р.)

ТОМ І

Наукове видання

Київ
«Інтерсервіс»
2017

УДК 504.06(477)
ББК 20.1
Е 40

Укладач: Іван Валерійович Бондаренко

Е40 **Екологічна безпека: сучасні проблеми та пропозиції. Збірник наукових праць Всеукраїнської науково-практичної конференції (м. Харків, 21 квіт. 2017 р.). Том І /** ГО «Регіонал. центр наук.-техніч. розвитку», Харків. держ. наук. б-ка ім. В. Г. Короленка; [укладач: І. В. Бондаренко]. – Київ: «Інтерсервіс», 2017. – 205 с.

ISBN 978-617-696-594-7
978-617-696-595-4

Книга містить матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції «Екологічна безпека: сучасні проблеми та пропозиції», презентує вітчизняні наукові дослідженя та науково-технічні розробки, формуючи незалежний аналіз сучасних екологічних проблем України у рамках реалізації науково-соціальної програми Громадської організації «РЦеНТР», "Innovation-482", яку спрямовано на вирішення найактуальніших науково-технічних проблем різних куточків країни, завдяки створенню креативних розробок та їх впровадження через ефективний інноваційний менеджмент.

Видання адресовано інвесторам, науковцям, фахівцям екологам та студентам, аспірантам, докторантам і викладачам інженерно-технічних напрямів внз, в якості додаткової літератури для поглибленого вивчення освітніх курсів. Книга може бути корисною в процесі виконання інженерно-проектувальних робіт для підвищення екологіної безпеки основних сучасних галузей діяльності людини, а також буде цікава широкому колу читачів.

УДК 504.06(477)
ББК 20.1

© ГО «Регіональний центр науково-технічного розвитку», 2017
© Харківська державна наукова бібліотека ім. В.Г. Короленка, 2017
© Автори наукових праць, 2017

ISBN 978-617-696-594-7
978-617-696-595-4

Відповідальність за зміст матеріалів збірника несуть автори наукових праць.

УДК 504.064.3:556.5

О.Я.Голодовська (асистент), Акбарпур Даруш (співшукач), М.С.Мальований (зав.кафедри)
Національний університет "Львівська політехніка"

МОНІТОРИНГ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ НА ТЕРИТОРІЇ БАСЕЙНУ ЗАХІДНОГО БУГУ У ЛЬВІВСЬКІЙ ОБЛАСТІ

У статті досліджено джерела забруднення та фактори ризику, які негативно впливають на якісний стан ґрунтів. Визначено перевищення ГДК забруднюючих речовин. Наведені пропозиції щодо охорони ґрунтів від ерозії.

Ключові слова: *моніторинг, ґрунти, забруднення, ерозія, охорона ґрунтів*

Серед багатьох проблем, що виникають сьогодні перед людством однією із найважливіших є охорона земель. У зв'язку з відсутністю в області полігону захоронення та утилізації промислових токсичних відходів значна частина земель піддана забрудненням техногенного характеру, що зумовлює забруднення ґрунтів, поверхневих та підземних вод, атмосферного повітря. Погіршуються фізичні і хімічні властивості ґрунтів, зростають площі деградованих земель .

Згідно із літературними джерелами проблему охорони земель досліджувались **багатьма фахівцями** в галузі аграрного земельного та екологічного права зокрема П.Ф. Кулиничем, В.І.Семчиком, О.О.Погрібним, М.В. Шульгою, І. П. Ковальчуком [1, 2], та ін. У зв'язку з тим, що за останні роки найбільший вплив на стан довкілля в басейні здійснюють ерозія ґрунтів та вимивання поживних речовин внаслідок інтенсивного сільського господарства, а також внаслідок скиду комунальних зворотних вод, проблематика підлягає детальному вивченню.

Метою досліджень було проведення моніторингу для своєчасного виявлення змін показників якісного стану ґрунтів,

оцінка результатів, здійснення заходів щодо охорони ґрунтів, збереження та відтворення їх родючості, запобігання деградації земель. [3].

До основних завдань належать:

- проведення спостережень, збір, аналіз та опрацювання інформації щодо якісного стану ґрунтів (розвиток ґрунтової ерозії, стан структури ґрунту, підкислення, засолення, солонцюватість, заболочення ґрунтів, динаміка зміни вмісту гумусу та елементів живлення), забруднення ґрунтів важкими металами, радіонуклідами, залишковими кількостями пестицидів та іншими токсичними речовинами;
- розроблення та впровадження науково обґрунтованих рекомендацій щодо прийняття рішень про відвернення та ліквідацію наслідків негативних процесів та заходів щодо забезпечення відтворення родючості ґрунтів;
- створення та ведення інформаційних банків даних про стан ґрунтів на землях для розроблення заходів у сфері охорони ґрунтів;
- прогнозування зміни властивостей ґрунтів та їх родючості.

Об'єктами моніторингу ґрунтів є землі басейну річки Західний Буг. Земельний фонд у басейні річки складається із земель різного призначення. Основними землекористувачами є:

- громадяни;
- лісогосподарські підприємства;
- підприємства, установи та організації;
- фермерські і селянські господарства.

Вплив землекористувачів призводить до забруднення ґрунтового покриву.

Басейн річки Західний Буг розташований на північних схилах Подільської височини. Тут зустрічаються майже всі типи ґрунтів, які властиві для широколистяної зони. Лучно-болотні ґрунти залягають переважно в заплавах річок і днищах глибоких балок. Болотні зустрічаються біля підніжжя схилів та на

притерасних зниженнях річкових заплав. На значній території басейну безпосередньо на земну поверхню виходять мергелі, які приймають участь у процесі ґрунтоутворення. Вони переважають у ґрунтовому покриві окраїнно-поліських ландшафтів. Розрізняють їхні глибокі та неглибокі відміни із потужністю гумусованих горизонтів від 25−30 до 50 см. [4, 5]. Внаслідок надзвичайно високої сільськогосподарської освоєності території, інтенсивного розорювання схилових земель в басейні річки поширена ерозія ґрунтів – водна та вітрова, що охопила вже майже половину оброблюваних земель і завдає великої шкоди сільському господарству. Протиерозійні заходи в процесі ведення сільськогосподарського виробництва не застосовуються, а недостатнє внесення органічних та мінеральних добрив призводить до зменшення вмісту гумусу у ґрунтах, створюючи умови для їх деградації. Це свідчить про відсутність у басейні ефективної системи управління земельними ресурсами. [6]. Також не витримується ширина прибережних захисних смуг і як наслідок відбувається поступове замулення русла річки. [5].

Лісова рослинність, незважаючи на високий ступінь розораності, займає до 25% площі досліджуваної території і належать до Лісостепової зони. Насадження відіграють важливу ґрунтозахисну та рекреаційну роль. Переважають дубові та соснові деревостани, значну питому вагу в них займають змішані сосново-дубові і дубово-соснові насадження [7].

Моніторинг досліджуваної території проводився по 6 гідрометричних створах. На кожному створі виділено 2 опорні свердловини, у яких ведеться моніторинг ґрунтових вод. На кожному створі встановлений водомірний пост і вибраний дренажний колектор. Біля опорних свердловин розташовані балансові ділянки, на яких ведеться моніторинг ґрунтів.

Моніторинг проводиться поквартально із періодичністю 4 рази в рік. За результатами дослідження було проаналізовано 24 показники у 6 створах на території річки Західний Буг. Було

здійснено аналіз результатів спостереження поверхневої води. Отримані результати представлені у вигляді таблиці.

Таблиця 1 - Узагальнені результати спостережень ґрунтів території басейну Західного Бугу

№	Кількість відібраних проб	Кількість компонентовизначень	Кількість показників ЗР перевищення м ГДК	% проб з перевищенням від загальної кількості проб
1.	6	24	2	12,5
2.	6	24	3	16,47
3.	6	24	2	13,63
4.	6	24	1	6,3
Разом	24	96	8	48,9

Аналізуючи результати досліджень можна стверджувати, що ґрунти на території басейну забруднюються внаслідок викидів забруднюючих речовин в атмосферу промисловими підприємствами, автотранспортом та вугільною промисловістю. У ролі основних забруднювачів ґрунтів виступають метали, радіоактивні елементи, а також добрива та отрутохімікати, які застосовуються в сільському господарстві. Значний вплив на хімічний склад ґрунтів чинить сучасне сільське господарство, що широко використовує добрива і різноманітні хімічні речовини для боротьби зі шкідниками, бур'янами і хворобами рослин. З підвищенням ступеня забруднення знижуються не тільки якісні показники, але й продуктивність сільськогосподарських культур.

Висновок: Проведено моніторинг та проаналізовано результати досліджень ґрунтів території басейну Західного Бугу, а також встановлено їх якість (вміст забруднюючих речовин).

Важливі також заходи щодо покращення структури земель басейну Західного Бугу – збільшення лісистості, дотримання санітарно-захисних смуг вздовж водних об'єктів рекультивація порушених земель, збільшення площ природо-заповідного фонду. Охорона ґрунтів від забруднення, ерозії, деградації повинна здійснюватися комплексно із охороною водних об'єктів, атмосферного повітря, рослинного та тваринного світу.

Література:

1. Ковальчук І. П. Регіональний еколого-геоморфологічний аналіз / Ковальчук І. П. – Л. : Ін-т україно-знавства, 1997. – С. 79–86.

2. Кулинич П.Ф. Правова охорона земель. // Земельне право України. підручник [для студ.юред. спец.вищ.навч.закл.] П.Ф. Кулинич, В.І. Семчик, М.В. Шульга – К: Ін Юре, 2008 – 452 с.

3. Проект закону України «Про збереження грунтів та охорону її родючості» опубліковано 10 квітня 2013 Пресслужба АСУ

4. Матолич Б.М., Ковальчук І.П., Іванов Є.А., Ковальчук О.З. /Природні ресурси Львівщини / – Львів, Наукове видання - 2009р., 113 с.

5. Борсукевич Л. М. Синтаксономічний склад класу Potametea Klika in Klika et Novak 1941 водойм басейнів верхів'їв Дністра, Пруту та Західного Бугу // Наук. записки держ. природозн. музею. – 2010. – Вип. 26. – С. 123-136.

6. Крохмалюк С., Мошняцький О. /Кодима. На світі одна ти така / – Миколаїв, Дослідницька робота - 2012р., 27 с.

7. Приходько М.М., Приходько Н.Ф., Пісоцький В.П. та ін. Наукові основи басейнового управління природними ресурсами. Наукова монографія – Івано-Франківськ, 2006- 270с.

УДК 556.551.3/.4

А. І. ЮРЧЕНКО (завідувач лабораторії),
Г. М. ВЕЛИЧКО (науковий співробітник)
Науково-дослідна установа "Український науково-дослідний інститут екологічних проблем"

КИСНЕВИЙ РЕЖИМ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД БАСЕЙНУ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ

Вивчено динаміку кисневого режиму річок басейну Сіверського Дінця. Розглянуто зміни середньорічної концентрації кисню в залежності від інтенсивності техногенного навантаження

Ключові слова: *кисень, кисневий режим, середньорічні концентрації та динаміка кисню, антропогенний вплив*

У комплексі гідрохімічних досліджень розчинений кисень є одним з основних показників якості води і стану водних екосистем зокрема. Адже його вміст значною мірою визначає якість води завдяки інтенсифікації процесів самоочищення, фізико-хімічної трансформації та гідробіологічного кругообігу речовин [1].

Концентрація розчиненого у воді кисню є інтегральною величиною, що визначається співвідношенням різноспрямованих фізико-хімічних, гідробіологічних і гідродинамічних процесів, які відбуваються у водному середовищі та на межі розділення "вода – атмосфера" [2].

У роботі використано матеріали спостережень Харківського регіонального управління водних ресурсів, яке здійснює державний моніторинг поверхневих водних об'єктів на території Харківської області за 2011–2014 рр. [3–6].

За нормальних умов у поверхневих водах вміст розчиненого кисню може коливатись від 0 до 14 мгО2/дм3 [7].

Відповідно до загальних вимог щодо складу та якості води водойм у пунктах питного та санітарного водокористування концентрація розчиненого кисню у воді повинна бути не нижчою 4 мгО2/дм3 для будь-якої пори року. Згідно з рибогосподарськими нормативами його концентрація взимку повинна бути більшою або дорівнювати 4 мгО2/дм3, а влітку – не нижчою, ніж 6 мгО2/дм3 [8,9].

Об'єктом дослідження було обрано поверхневі води басейну р. Сіверський Донець, який є одним з найбільш складних серед річкових басейнів України. Формування хімічного складу та якості води басейну проходить у неоднорідних природних умовах та під впливом суттєвого техногенного навантаження. Виконані раніше дослідження [1,7,10] свідчать про недостатню забезпеченість киснем поверхневих вод басейну Сіверського Дінця.

Осереднена концентрація розчиненого кисню у воді басейну р. Сіверський Донець за 1995–2009 рр. становила 8,3 мгО2/дм3 [11].

Найбільші значення розчиненого кисню характерні для північної частини басейну (від с. Огірцеве до м. Чугуїв), де мало розвинута промисловість і рівень техногенного навантаження незначний. Осереднена концентрація розчиненого кисню за 2011–2014 рр. тут досягає 8,9 мгО2/дм3. Далі за течією, на відтинку м. Чугуїв – м. Балаклія, спостерігається зменшення середньорічної (2011–2014 рр.) концентрації розчиненого кисню з 8,9 до 7,8 мгО2/дм3. Це пов’язано з надходженням значної кількості міських стічних вод, що збагачені органічними речовинами, на окислення яких витрачається кисень. Саме на цьому відтинку біля м. Зміїв у р. Сіверський Донець впадають води р. Уда, яка приймає стічні води Харкова. Рівень нормальної концентрації розчиненого кисню відновлюється тільки біля створу м. Ізюм, де його середнє значення досягає 9,4 мгО2/дм3, що свідчить про спроможність поверхневих вод р. Сіверський Донець до самоочищення. У 2014 р. порівняно з 2011–2013 рр.

ситуація значно покращилась і середньорічна концентрація розчиненого кисню в створі вище і нижче м. Ізюм становила 10,3 і 10,5 мгО2/дм3 відповідно.

Найвищі середньорічні (2011–2014 рр.) концентрації розчиненого кисню для поверхневих вод басейну Сіверського Дінця характерні для річок Оскіл, Вовча, Харків, Печенізького та Червонооскільського водосховищ. Для р. Оскіл осереднене значення розчиненого кисню в зазначений період становило 8,8 мгО2/дм3, р. Вовча – 9,4 мгО2/дм3, Червонооскільського водосховища – 9,1 мгО2/дм3, Печенізького водосховища – 9,5 мгО2/дм3.

Окремо серед річок басейну Сіверського Дінця слід розглянути р. Уда, формування кисневого режиму якої проходить в умовах потужного антропогенного навантаження. Для верхів'я річки (створ 10 км вище м. Харків) характерні найбільші концентрації розчиненого кисню – 8,0–8,7 мгО2/дм3. Концентрація амонійного азоту в зазначений період становила 0,3–0,5 мгN/дм3. Після скидання стічних вод (створ нижче м. Харків) концентрація амонійного азоту зростає до 2,8–3,9 мгN/дм3, в той же час концентрація розчиненого кисню зменшується до 6,3–6,6 мгО2/дм3. У замикаючому створі р. Уда в районі смт.Есхар, перед впадінням в р. Сіверський Донець, концентрація розчиненого кисню зростає, але не досягає рівня значень початкового створу.

Для визначення особливостей формування кисневого режиму Сіверського Дінця в умовах техногенного навантаження обрали міста Харків та Ізюм.

Функціонально-галузева структура м. Харків характеризується високою питомою вагою машинобудівельної та харчової промисловості. Єдиним джерелом води для населення є басейн р. Уда з притоками Лопань та Харків. Природний стік цих річок дуже малий порівняно з обсягами скиду стічних вод. Кисневий режим р. Уда характеризується постійною недонасиченістю. Якщо порівняти середні

концентрації розчиненого кисню в створах вище та нижче м. Харків, то за даними [7] за період 1993–2008 рр. вони коливались від 5 до 10 мгО2/дм3, за 2011–2014 рр. – 6,3–8,7 мгО2/дм3.

Аналіз даних показує, що концентрації розчиненого кисню в створах вище та нижче м. Ізюм у різні часові проміжки суттєво не змінюються, а в окремі роки (2011–2014 рр.) вміст кисню у воді р. Сіверський Донець у створі нижче міста навіть збільшується.

Таким чином, найбільший антропогенний вплив на вміст розчиненого кисню відчувають води р. Уда. Техногенне навантаження м. Ізюм несуттєво впливає на кисневий режим р. Сіверський Донець, що свідчить про спроможність поверхневих вод до самоочищення.

Порівнюючи середньорічні концентрації розчиненого кисню в створі с. Огірцеве, вхідний створ на р. Сіверський Донець (на кордоні з Бєлгородською областю Російської Федерації) зі створом м. Ізюм (1,5 км нижче міста) слід зазначити про покращення кисневого режиму. З розглянутого періоду особливо виділяється 2014 р., коли середньорічна концентрація розчиненого кисню зросла не тільки у вхідному створі р. Сіверський Донець с. Огірцеве, але і в створі м. Ізюм і становила більше 10,0 мгО2/дм3. Варто зазначити, що з 2011 р. прослідковується чітка тенденція збільшення середньорічної концентрації розчиненого кисню в створі м. Ізюм нижче міста, порівняно зі створом вище м. Ізюм.

Таким чином, найбільші середньорічні концентрації розчиненого кисню спостерігаються у верхів'ї р. Сіверський Донець (с. Огірцеве – м. Чугуїв), де не відчувається впливу антропогенних факторів, та у створі м. Ізюм, де зростання концентрації розчиненого у воді кисню відбувається за рахунок процесів самоочищення та відновлення природних вод.

Низький рівень промисловості обумовив формування задовільного кисневого режиму поверхневих вод північної частини басейну (річки Вовча, Оскіл).

Низькі концентрації розчиненого кисню у воді р. Уда пояснюється впливом великих об'ємів господарсько-побутових стічних вод м. Харків. На їх окислення витрачається значна кількість кисню.

Особливості змін вмісту розчиненого кисню за течією р. Сіверський Донець полягають у чергуванні ділянок зі зменшенням його концентрацій з ділянками, де вміст кисню зростає. Так, зниження вмісту розчиненого кисню спостерігається на відтинку м. Чугуїв – м. Балаклія, де вміст кисню лімітується надходженням забруднених вод р. Уда.

Література:

1. Осадчий В. І., Осадча Н. М. Кисневий режим поверхневих вод України // Зб. наук. праць УкрНДГМІ – Вип. 256. – 2006. – С. 265–285.

2. Алекин О. А. Основы гидрохимии. – Л.: Гидрометеоиздат, 1970. – 444 с.

3. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області за 2011 рік. – Харків, 2012. – 276 с.

4. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області за 2012 рік. – Харків, 2013. – 243 с.

5. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2013 р. http://ecodepart.kh.gov.ua/diialnist/dopovid-pro-stan-navkolyshnohoseredovyshcha-pryrodnoho-seredovyshcha-v-kharkivskii-oblasti-u-2013-rotsi.

6. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області за 2014 рік. http://ecodepart.kh.gov.ua/diialnist/dopovid-pro-stannavkolyshnoho-

seredovyshcha-pryrodnoho-seredovyshcha-v-kharkivskii-oblasti-u-2014-rotsi.

7. Ухань О. О., Осадча Н. М. Характеристика кисневого режиму поверхневих вод басейну р. Сіверський Донець // Зб. наук. праць УкрНДГМІ – Вип. 259. – 2010. – С. 199–216.

8. СанПиН 4630–88. Гигиенические требования к составу и свойствам воды водных объектов в пунктах хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.

9. Обобщенный перечень предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М.: Минрыбхоз СССР. – 1990.

10. Ухань О.О. Закономірності формування хімічного складу поверхневих вод басейну Сіверського Дінця / О.О. Ухань, В.І. Осадчий // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – Вип. 18. – 2010. – С. 166–179.

11. Процеси формування хімічного складу поверхневих вод / В. І. Осадчий та ін. – К.: Ніка- Центр, 2013.–240 с.

УДК 502

С.П. НАТРУС (директор)
М.В. СТРИГІНА (начальник відділу атмосферного повітря)
Департамент екології та природних ресурсів Донецької обласної державної адміністрації

ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ТА РОЗВИТОК СИСТЕМИ МОНІТОРИНГУ У ДОНЕЦЬКІЙ ОБЛАСТІ

Моніторинг у галузі охорони атмосферного повітря проводиться з метою отримання, збирання, оброблення, збереження та аналізу інформації про рівень забруднення атмосферного повітря, оцінки та прогнозування його змін і ступеня небезпечності та розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень у галузі охорони атмосферного повітря.

Ключові слова: *атмосфера, повітря, забруднення, інформація, збір, спостереження, оброблення, узагальнення.*

Із розвитком міст, транспортної та промислової інфраструктури з'явилося нове джерело забруднення атмосферного повітря - техногенне забруднення. Атмосферне забруднення - це несприятливі зміни стану атмосферного повітря, повністю або частково зумовлені діяльністю людини, які безпосередньо чи опосередковано змінюють розподіл енергії, рівні радіації, фізико-хімічні властивості атмосфери й умови існування живих організмів. Ступінь змін і масштаб наслідків залежить від інтенсивності, характеру та стійкості атмосферного повітря до антропогенного навантаження.

Зміни у навколишньому природному середовищі відбуваються під впливом природних і антропогенних (зумовлених діяльністю людини) біосферних факторів. Пізнання

цих змін неможливе без виокремлення антропогенних процесів на фоні природних, для чого й організовують спеціальні спостереження за різноманітними параметрами біосфери, які змінюються внаслідок людської діяльності. Саме у спостереженні за довкіллям, оцінюванні його фактичного стану, прогнозуванні його розвитку полягає сутність моніторингу.

Моніторинг атмосферного повітря – це система спостережень за станом атмосфери, його забрудненням і природними явищами, які відбуваються в ньому, а також оцінка і прогноз стану атмосферного повітря (контроль, аналіз, висновки).

Проведення моніторингу атмосферного повітря має на меті отримання: первинних даних контролю за викидами та спостережень за станом забруднення; узагальнених даних про рівень забруднення на певній території за певний проміжок часу; узагальнених даних про склад та обсяги викидів забруднюючих речовин; оцінки рівня та ступеня небезпечності забруднення для довкілля та життєдіяльності населення; оцінки складу та обсягів викидів забруднюючих речовин.

Законом України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» визначені стратегічні цілі і завдання зі створення мережі загальнодержавної автоматизованої інформаційно-аналітичної системи забезпечення доступу до екологічної інформації та систему управління екологічною інформацією відповідно до стандартів ЄС. В галузі поліпшення екологічної ситуації стратегією передбачено визначення цільових показників вмісту небезпечних речовин в атмосферному повітрі та зменшення обсягу викидів загальнопоширених забруднюючих речовин.

Крім того, Директивою 2008/50/ЕС Європейського Парламенту і Ради від 21.05.2008 р. про якість атмосферного повітря та чистіше повітря для Європи (далі Директива) визначенні рамкові вимоги щодо контролю та оцінки якості атмосферного повітря.

Метою розроблення плану імплементації Директиви є забезпечення наближення законодавства України до законодавства ЄС в частині встановлення стандартів якості атмосферного повітря щодо вмісту найбільш шкідливих забруднювачів атмосферного повітря та управління якістю атмосферного повітря.

Країна має встановити по всій своєї території зони та агломерації за ступенем забруднення атмосферного повітря, а також порядок їх перегляду. У випадках, коли рівні вмісту забруднювачів перевищують будь-яку з нормативних граничних величин або існує ризик такого перевищення, треба розробити плани дій щодо якості повітря для відповідних територій. В Україні така класифікація раніше не використовувалася в тому числі, і на території Донецької області.

Мета, поставлена Директивою, є для України надзвичайно амбітною — на залишках мережі контролю забруднення атмосферного повітря, що була створена ще за радянських часів, створити європейську систему моніторингу із сучасним обладнанням і багатьма новими постами спостереження, яка є надійним інструментом розробки та реалізації природоохоронної політики.

Це потребує корінного перегляду усієї системи діючих правил та нормативів, починаючи з базового 20-хвилинного інтервалу усереднення концентрації забруднюючих речовин, який в ЄС не застосовується, та того, що концентрації найбільш важливих забруднювачів – озону та дрібних фракцій суспендованих речовин PM2.5 і PM10 – доки взагалі не контролюються.

Головним джерелам повітряного забруднення повинен бути наданий найвищий пріоритет при моніторингу і управлінні їх впливом на здоров’я людей і довкілля. Ідеальна процедура управління повинна вести до зменшення впливу різних типів повітряних забруднювачів до рівнів, що не становлять загрозу загальному здоров’ю населення чи стану довкілля.

Зважаючи на потребу в захисті довкілля, управляючи викидами забруднюючих речовин в атмосферне повітря, найбільш важливою передумовою є відповідна ідентифікація джерел, значних повітряних забруднювачів та їхнього моніторингу.

Бойові дії на сході України мають цілий ряд небезпечних впливів на ґрунти і ландшафти, рослинність, поверхневі та підземні води, атмосферне повітря. Беручи до уваги те, що Донецька область є найбільш промислово розвиненим та техногенно-навантаженим регіоном України, ситуація що склалася може призвести до виникнення значних негативних екологічних наслідків. Бойові дії значно збільшили ризики виникнення аварійних ситуацій на промислових підприємствах та інфраструктурних об'єктах. У результаті пошкодження виробничої інфраструктури і обладнання, аварійних зупинок підприємств через руйнування або відсутність сировини та електроенергії значно зросли ризики негативного впливу на природне середовище регіону, які можуть зберігатися і після закінчення бойових дій.

На сьогоднішній день в Донецькій області склалася негативна ситуація з проведенням спостережень за станом довкілля, що ускладнює прийняття управлінських рішень щодо якості довкілля та здоров'я населення. Так, не працюють пости контролю якості атмосферного повітря Донецького обласного центру з гідрометеорології в м. Донецьк, м. Макіївка, м. Горлівка, м. Єнакієве та м. Дзержинськ на окупованих та частині звільнених територій, ускладнена робота Державної екологічної інспекції в Донецькій області. Такий стан вимагає розробки та впровадження сучасної системи моніторингу довкілля цих територій з урахуванням особливостей наявної ситуації.

До кінця 2017 року у Донецькій області буде впроваджено автоматизовану систему моніторингу за станом атмосферного повітря з накопичення інформацію про стан атмосферного

повітря в регіоні (включно з впливом забруднення територій, які на сьогоднішній день є тимчасово не підконтрольними українській владі) для встановлення зон агломерації.

Пости моніторингу будуть встановлені у містах Краматорськ, Бахмут, Курахове, Миколаївка, Маріуполь (2 одиниці).

Автоматизована система моніторингу дозволить:

- контролювати показники забруднення атмосферного повітря за шкідливими речовинами згідно Директиви;
- контролювати метеорологічні параметри атмосферного повітря;
- вести бази даних показників забруднення атмосферного повітря та метеопараметрів;
- підвищити ефективність екологічного контролю за рахунок автоматизації процесу реєстрації інформації, її передачі, обробки, аналізу та зберігання;
- забезпечення інформування громадськості та населення про стан навколишнього природного середовища на регіональному та локальному рівнях.

Проведення моніторингу атмосферного повітря має на меті отримання первин даних контролю за викидом та спостережень за станом забруднення; узагальнення даних про рівень забруднення на певній території за певний проміжок часу; узагальнення даних про склад та обсягах вікідів забруднюючих речовин; оцінки рівня та ступенів небезпечності забруднення для довкілля та життєдіяльності населення; оцінки складу та обсягів викидів забруднюючих речовин.

Перелік використаної літератури:

1. Безпека життєдіяльності. Підручник. – К., 2001.
2. Злобін Ю.А. Основи екології.- К.: Лібра, 1998. – 249.

3. Экология города. Под ред. Стольберга Ф.В. К.: 2000г.

4. Степановских А.С. Экология: Учебник для вузов. – М.: ЮНИТИ-ДАНА, 2001. - 703 с.

5. Клименко М. О., Прищепа А. М., Вознюк Н. М. Моніторинг довкілля: Підручник. – К.: Видавничий центр "Академія", 2006. – 360 с.

6. Безуглая Э. Ю. Мониторинг состояния загрязнения атмосферы в городах. – Л.: Гидрометеоиздат, 1986. – 200 с.

7. Закон України «Про охорону атмосферного повітря». – К., 1992

8. Постанова від 9 березня 1999 р. № 343 Київ Про затвердження порядку організації та проведення моніторингу в галузі охорони атмосферного повітря

9. Положення про державну систему моніторингу довкілля, затвердженого постановою Кабінету Міністрів України від 30 березня 1998 р. N 391.

УДК 628.316: 628.356.23

М.С. Мальований (зав.кафедри), А.С.Середа (аспірант), В.Т.Слюсар (інженер)
Національний університет «Львівська політехніка»

АЛГОРИТМ МІНІМІЗАЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ В ЗОНІ ВПЛИВУ ГРИБОВИЦЬКОГО СМІТТЄЗВАЛИЩА ЛЬВІВСЬКІЙ ОБЛАСТІ

У статті проведений аналіз екологічної небезпеки існуючих сміттєзвалищ України (на прикладі Грибовицького сміттєзвалища) та запропонований алгоритм її мінімізації із переходом на інноваційні технології поводження із твердими побутовими відходами. Приведені основні стадії мінімізації екологічної небезпеки та необхідні дії для реалізації запропонованої стратегії.

Ключові слова: *сміттєзвалища, тверді побутові відходи, полігони твердих побутових відходів, інфільтрати*

Актуальність завдання. Потужними джерелами екологічної небезпеки в Україні є сміттєзвалища, в зоні впливу яких в ґрунтах, в поверхневих та ґрунтових водах спостерігаються в десятки , а подеколи і в сотні разів перевищені у зрівнянні із ГДК концентрації забруднюючих токсичних елементів та сполук. Слід зауважити, що генезис створення та функціонування цих сміттєзвалищ надзвичайно подібний, термін планового використання їх майже у всіх випадках значно перевищений, а нові стратегічні рішення щодо впровадження інноваційних методів поводження із твердими побутовими відходами (ТПВ) відсутні. Ці сміттєзвалища, які досить часто у ряді нормативних документів, статей у мас-медіа часто називають «полігонами ТПВ» насправді не можуть бути віднесені до цього класу об’єктів, оскільки полігони ТПВ -

природоохоронні інженерні споруди, обладнані захисним протифільтраційним екраном, системою збору та утилізації інфільтратів та звалищного газу, спланованою системою фізичної та біологічної рекультивації заповнених сміттям карт, системою збору та відведення умовно чистих атмосферних вод. Всього цього немає на Грибовицькому сміттєзвалищі ТПВ.

Львівське (Грибовицьке) звалище ТПВ розташоване на відстані 3 км від північної межі м. Львова, поблизу сіл Великі Грибовичі, Збиранка та Малехів. Звалище функціонує з 60-х років минулого століття та займає площу 33,6 га. Товщина шару сміття у південно-східній частині звалища досягає 50 м, у північно-західній коливається від 1–3 до 10 м [1]. В результаті аналізу досліджень Національного Університету «Львівська політехніка» ще у 2011 році розроблена науково-експертна оцінка ситуації впливу Львівського сміттєзвалища на забруднення компонентів довкілля навколо сміттєзвалища та на прилеглих до нього територіях, на основі якої Міністерством екології та природних ресурсів України затверджений висновок державної екологічної експертизи, згідно із яким міністерство визнає подальшу діяльність сміттєзвалища екологічно недопустимою та вважає за доцільне рекомендувати поетапне закриття його, під час проведення якого повинна бути здійснена технічна та біологічна рекультивація.

Ціллю описаних тут досліджень був аналіз екологічної небезпеки існуючих сміттєзвалищ України (на прикладі Грибовицького сміттєзвалища) та розроблення стратегії її мінімізації із переходом на інноваційні технології поводження із ТПВ.

Науково – практичні результати. Для реалізації стратегії закриття та рекультивації сміттєзвалища та перетворення його в об'єкт, безпечний для навколишнього середовища необхідно вирішити такі завдання:

- визначити науково обґрунтований термін закриття сміттєзвалища;

- організувати складування відходів з урахуванням запланованого на майбутнє закриття сміттєзвалища;
- створити систему збору та утилізації біогазу - продукту розкладу органічної частини відходів.
- створити окрему систему збору та відводу із території сміттєзвалища умовно чистих атмосферних опадів;
- створити систему збору та очищення інфільтратів;
- розробити проект та поетапно впроваджувати (у міру ліквідації сміттєзвалища) технічну та біологічну рекультивацію сміттєзвалища.

У зв'язку із вичерпанням терміну можливої експлуатації Грибовицького сміттєзвалища, можливі варіанти менеджменту ТПВ такі:

- Створення нового полігону ТПВ, який проектується і експлуатується відповідно до українських норм (ДБН В.2.4-2-05) та норм Євросоюзу (ЄК 91/271/ЕЕС) і дозволяє використовувати енергію відходів у вигляді біогазу.
- Пуск в експлуатацію сміттєпереробного заводу, де сміття, яке надходить з системи збору, проходить стадію сепарації, на якій вилучаються цінні компоненти, а надалі, відповідно до запроектованого варіанту, або подається на анаеробний розклад, або спалюється, або складується на полігоні ТПВ. Також можливим варіантом є застосування різних методів переробки відносно різних фракцій сміття.
- Пуск в експлуатацію сміттєспалювального заводу, де все сміття, яке надходить із системи збору, спалюється, а твердий залишок і пил, вловлений системою очищення газоподібних продуктів спалювання, зберігається на полігоні ТПВ згідно із вимогами до зберігання відходів певного класу.

Незалежно від обраного варіанту, одним із етапів переробки відходів повинен бути новий полігон ТПВ, де будуть складуватися залишки переробки або вся маса відходів без переробки.

Необхідною умовою технічної рекультивації згідно [2] є створення кута відкосу, нормативне значення якого встановлюється у залежності від подальшого цільового використання (максимальне значення нормується для посадки лісу (чагарників і дерев - не більше 18°), який на сучасний день на Грибовицькому сміттєзвалищі значно більший. Для створення необхідного для рекультивації сміттєзвалища кута відкосу необхідне виположування шляхом засипки частини примикаючої території твердим матеріалом (відходами, землею, глиною і т.п.). Використання відходів як одного із елементів зміцнення схилів, дозволить крім утилізації відходів скоротити витрати на рекультивацію. Але оскільки на даний час місце засипки займають озера фільтратів, яких накопичено на сьогоднішній день за різними оцінками 100 – 150 тис. $м^3$, то пріоритетним завданням є очищення та відведення цих фільтратів, що дозволило б розпочати роботи із виположування схилу сміттєзвалища.

На нашу думку у вирішенні проблеми ліквідації екологічної небезпеки, викликаної фільтратами Грибовицького сміттєзвалища необхідно виділити 2 етапи:

1 - очищення накопичених фільтратів з ціллю реалізації рекультивації сміттєзвалища;

2 – очищення фільтратів, які постійно на протязі десятиліть будуть утворюватися в тілі сміттєзвалища в результаті протікання там біологічних процесів розкладу органічної складової сміття.

Оскільки ці етапи корінним чином відрізняються за об’ємами фільтрату, який поступає на переробку, його фізико-хімічними характеристиками та часом реалізації кожного із етапів, на нашу думку передбачувати для реалізації цих двох етапів одну технологію неефективно із технологічної (неможливість забезпечення повного навантаження та ефективної роботи обладнання) та фінансової (значні перевитрати коштів) позицій.

Для очищення накопичених фільтратів на нашу думку перспективною є технологія очищення в аеробному середовищі в умовах аеробної лагуни [3-5], практика застосування якої дозволяє стверджувати про перспективність її застосування як однієї із стадій технології попереднього очищення інфільтратів Грибовицького сміттєзвалища із направленням їх в подальшому за відповідного розведення на доочищення на міські каналізаційні очисні споруди. Для очищення фільтратів, які постійно на протязі значного періоду часу будуть утворюватися в тілі сміттєзвалища доцільно застосовувати технологію зворотного осмосу.

Для функціонування спорудженої системи збору фільтрату важливим завданням є недопущення змішування атмосферних опадів (які є умовно чистими) з фільтратом, що утворюється в тілі відходів в результаті процесів анаеробного розкладу. Збір атмосферних опадів слід проводити за допомогою каналів, причому слід розглянути можливість часткового використання існуючих комунікацій.

Технічна рекультивація повинна забезпечити такі шари відповідно до норм ДБН:

- Мінеральний захисний шар з водопроникністю 10^{-9} м/с і товщиною 1 м.

- Шар синтетичної гідроізоляції завтовшки не менше 3 мм, стійкої до хімічної та біологічної агресії і до пошкодження гризунами.

- Дренажний шар товщиною 0,5 м, який служить для відведення атмосферних вод з поверхні полігону ТПВ.

- рекультиваційний шар не менше 1 м, що має шар родючого ґрунту 30 ... 50 см.

Слід зауважити, що норми проведення технічної рекультивації відповідно до норм ДБН В.2.4-2-05 схожі з вимогами директиви ЄК 91/271/ЕЕС. Винятком є тільки те, що шару синтетичної гідроізоляції директива ЄК не вимагає, а

також те, що в директиві ЄК не нормується родючість верхнього рекультиваційного шару.

Висновок: Таким чином, на основі проведеного аналізу можна зробити висновок, що вирішення проблеми впровадження інноваційних технологій управління ТПВ можливе лише за умови комплексного підходу: створення умов для проведення технічної та біологічної рекультивації існуючих сміттєзвалищ та забезпечення функціонування системи заходів з ціллю попередження забруднення довкілля, побудови полігонів ТПВ, які б відповідали показникам українських нормативних документів та директив Євросоюзу, створення ефективних сміттєпереробних комплексів із використанням існуючих передових технологій.

Література:

1. Волошин П. Аналіз впливу Львівського сміттєзвалища на природне середовище / П. Волошин // Вісник Львівського університету. Серія геологічна. Випуск 26, 2012. – С. 139–147.

2. ДБН В.2.4-2-2005. Полігони твердих побутових відходів. Основні положення проектування. Держбуд У. Цкраїни, К., 2005. - 34 с.

3. Robinson H.D. The treatment of landfill leachates in on-site aerated lagoon plants: experience in Britain and Ireland/ H.D.Robinson, G.Grantham//Water Resourses, Vol. 22, No. 6. − 1988. − p. 733−747.

4. Mehmood M.K. In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons/ M.K.Mehmood, E.Adetutu, D.B.Nedwell, A.S.Ball//Bioresource Technology, No. 100. − 2009.− p.2741−2744.

5. Maehlum T. Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands/ T.Maehlum//Water Science Technology, Vol. 32, No. 3. − 1995. − p. 129−135.

УДК 549.67:54-116:54.027

О. В. Пушкарьов (пров. н.с.), І. М. Руденко (наук. С.), Долін В. В. (мол.)(інж.)
ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України»

КЛІНОПТИЛОЛІТОВИЙ АДСОРБЕНТ ДЛЯ ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА ВІД ТРИТІЄВОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Експериментальними дослідженнями оцінено вклад клиноптилоліту Сокирницького родовища (Україна) у вилучення тритію із водних розчинів. З цією метою було проведено два експерименти. У першому експерименті було використано незмінений природний клиноптилоліт, у другому – мінерал, термічно-модифікований при 110°С. Тривалість експериментів складала до 10 місяців, що дозволило визначити особливості накопичення тритію в структурі цеоліту. Отримання балансових оцінок розподілу тритію між мінеральною та рідкою фазами забезпечувалося закритістю і стаціонарністю експериментальних систем. За цих умов увесь тритій знаходився в закритій експериментальній системі. Виміри питомої активності тритію у водному залишку і в мінеральному середовищі дозволили визначити міжфазовий перерозподіл тритію. Показано, що при цьому відбувається фракціонування ізотопів водню. У термічно обробленому клиноптилоліті питома кількість атомів тритію, що накопичилася в його адсорбованій формі більша, ніж в необробленому мінералі.

Ключові слова: *клиноптилоліт, адсорбція, тритій, термічна модифікація, ізотопне фракціонування.*

Основним джерелом тритію в біосфері є ядерна енергетика. При штатній експлуатації атомних реакторів, зберіганні та переробленні відпрацьованого ядерного палива, відбувається надходження скидів та викидів тритію в навколишнє середовище. При цьому, більша частина утвореного таким чином техногенного тритію (90%) знаходиться у вигляді тритійованої води (HTO. Унаслідок природних процесів та порушення герметичності інженерних споруд, в яких зберігаються рідкі скиди (бетоновані приповерхневі сховища) проникає ґрунтова і атмосферна волога. При взаємодії з матеріалами, що вміщують тритій, утворюється високоактивна тритійована вода, яка проникаючи крізь пористий бетонний біологічний захист, зумовлює тритієве забруднення повітря, поверхневих та підземних вод.

Завдання мінімізації екологічних наслідків використання радіоактивних матеріалів та захисту навколишнього природного середовища потребує очищення водних розчинів від тритію. Для вирішення цього питання виконано серію експериментів, з використанням природного цеоліту Сокирницького родовища (Україна).

1.Матеріали та методи.

Цеоліт, використаний в експериментах представлений кліноптилолітом. Мінерал відноситься до класу мікропористих каркасних натрієво-калієвих алюмосилікатів. Кристалічна решітка кліноптілоліту складається з кілець, складених тетраедрами SiO_4 і AlO_4. Домінуючими замінними катіонами в кліноптилоліті є Na^+ і K^+ [1]. У структурі кліноптілоліту є три типи каналів, з розміром вікон 4,0-7,2 нм, які утворюють двомірну систему і забезпечують молекулярно ситові властивості мінералу. Адсорбційна ємність мінералу може сягати 10-15% його ваги. Кліноптілоліт здатен до вилучення із розчинів забруднювачів у вигляді катіонів: Cs^+, Pb^+, K^+, Pb^{2+}, Zn^{2+}, Hg^{2+} тощо та газів: CO, CO_2, SO_2, NH_3, формальдегіду тощо [2].

Для створення експериментальних систем кліноптилоліт був подрібнений до дрібнозернистого стану, з розміром частинок менше 0,25 мм і сухою щільністю 1,197 г/см^3.

В якості джерела тритію використана тритійована вода («НТО»).

Балансова оцінка перерозподілу тритію між водним розчином і цеолітовим адсорбентом визначалась у закритих стаціонарних водно-мінеральних системах. Мінеральна маса разом із тритійованою водою поміщалася у скляні посудини, які щільно закривалися.

В експериментах визначалась можливість покращення адсорбційного видалення тритію з водних розчинів кліноптилолітом внаслідок його термічної модифікації. Для цього були створені дві експериментальні системи з ідентично підготовленого кліноптилоліту але одна система з вихідної, а друга – з термічно обробленої при температурі 110°С мінеральної маси. Тривалість експериментів складала до 300 діб. За час експерименту в закритих системах встановлювався режим рівноважного тритій – протієвого міжфазового обміну.

Виміри питомої активності тритію у водному залишку і в мінеральному середовищі дозволяли визначити перерозподіл тритію між «НТО» і мінералом та розподіл тритію між різними структурними позиціями цеоліту. Для цього, після завершення експерименту виконано виділення з мінеральної фази водних фракцій у фіксованих температурних інтервалах (110 ^{o}С, 250-300 ^{o}С та 700-800^{o}С) вдповідно до довідникових даних [3].

Проби із залишкової тритійованої води та виділених водних фракцій змішували із сцинтилятором Hi Sife 3 Wallac у співвідношенні 8:12. Вміст тритію визначався на рідинному низькофоновому сцинтиляційному β-спектрометрі Quantulus 1220 (LKW Wallac).

2. Результати експериментів та їх обговорення

Поверхнево адсорбована вода в цеоліті є слабо зв'язаною, її молекули утримуються на поверхні мінеральних часток за

рахунок сил міжмолекулярної взаємодії з поверхневими атомами мінеральних часток. Ця волога, вміст якої в цеоліті становить майже 7% забезпечує можливість транзиту молекул НТО в канальний простір та подальшій молекулярний НТО → H_2O обмін . На початковій стадії цього процесу вихідна поверхнево адсорбована вода зменшує питому активність тритію в тритійованій воді внаслідок її розведення у відповідності з виразом (1):

$$D = W_0 / (Ws + W_0), \qquad (1)$$

де: D - показник ступеня розведення вихідної тритійованної води в закритій системі «мінерал – НТО», W_0 - початковий обсяг тритійованої води в закритій водно - мінеральної системі, мл, Ws - об'єм поверхнево адсорбованої води в мінеральній масі, мл.

Значення показника ступеня розведення тритійованної води (D) у вихідному цеоліті дорівнює 0,977, що відображає ступінь впливу порової і поверхнево адсорбованої води на процеси ізотопно-водневого обміну. Надалі присутність молекул такої води може частково блокувати процес входження молекул НТО в канальний простір мінералу. Це може зменшувати можливість протій-тритієвого обміну в ОН-групах, асоційованих з катіонами Na^+ і K^+. Тому, для визначення такого впливу виконані експерименти з двома типами систем – з вихідним цеолітом, в якому в наявності поверхнево-адсорбована вода і з попередньо термічно обробленим цеолітом, з якого така вода видалена при температурі 110°С.

Термічна обробка кліноптилоліту призводить до звільнення пор в мінеральній масі, видаленню поверхнево адсорбованої води, яка утримується на мінеральних частинках. Одночасно термічна обробка мінералу веде до збільшення кількості високоенергетичних адсорбційних центрів [4]. Крім того, при взаємодії тритійованої води (яка являє собою суміш молекул H_2O >>>> НТО) з активованими мінеральними

частинками можливим є прояв ефекту фракціонування ізотопів водню.

Взаємодія мінеральної субстанції з тритійованою водою («НТО») супроводжувалася перерозподілом тритію між розчином і мінеральним адсорбентом, що супроводжувалося зменшенням питомої активності тритію в «НТО». При цьому зростав питомий запас тритію в мінералі. Використання показника питомого запасу тритію дозволяє виконувати розрахунки адсорбційної ємності для різних мас мінеральних адсорбентів. В умовах закритих експериментальних систем, де не змінюється загальна кількість водню ця величина обчислювалася, як різниця запасу тритію в тритійованій воді відповідно до і після її взаємодії мінералом, віднесена до маси адсорбенту (вираз 2):

$$Q_m = (Q_w - Q_f) / m \qquad (2)$$

де: Q_m – питомий запас тритію в одиниці маси мінералу, Бк×г$^{-1}$; Q_w та Q_f - запас тритію в «НТО» до та після експерименту, Бк, m - маса адсорбенту, г.

По завершенні експериментів і встановленні рівноважного стану в двофазних водно-мінеральних системах у вихідному кліноптилоліті накопичилося до 400 Бк тритію/100 г мінеральної маси. У термічно модифікованому кліноптилоліті питомий запас тритію склав 690 Бк у 100 г мінеральної маси. Тобто, термічна модифікація кліноптилоліту збільшила його адсорбційну ємність на 71%.

2.2. Розподіл тритію в структурі цеоліту.

Молекули НТО, що увійшли в канали кліноптилоліту взаємодіяли з компонентами мінеральної структури. У вихідному кліноптилоліті певна частина тритію (до 18%) адсорбується на поверхні мінеральних частинок. Проте найбільша його кількість (до 73%) затримується у канальному просторі. Входження тритійованої води в канальний простір забезпечує можливість подальшої взаємодії молекул НТО зі

структурою кліноптилоліту і створення найбільш міцно зв'язаної форми в ОН-групах (9%), видалення якої можливе при 700°С.

При термічній модифікації кліноптилоліту поверхня мінеральних часток була активована, а базальні ділянки структур, втратили асоційовані з ними полярні молекули води, зберігаючи при цьому нескомпенсовані поверхневі заряди. Одночасно термічна обробка мінералу призвела до збільшення кількості високоенергетичних адсорбційних центрів. Це обумовило більш ефективне затримання тритію у поверхнево адсорбованій фракції вологи (до 68% загально поглинутого мінералом тритію). Залишкова частина тритію, поглинутого термічно модифікованим кліноптилолітом, розподілилася між канальною (25%) і міцно зв'язаною зі структурними ОН-групами фракцією (7%).

Розподіл тритію, що потрапив в канали кліноптилоліту між різними структурними позиціями мінералу супроводжувався ізотопно-водневим фракціонуванням. Ступінь цього процесу оцінена з використанням коефіцієнта фракціонування [5], згідно виразу (3).

$$\alpha = \frac{\mathrm{T}_m}{\mathrm{H}_m} / \frac{\mathrm{T_w}}{\mathrm{H_w}} \qquad (3)$$

де: α - коефіцієнт фракціонування ізотопів водню, $\boldsymbol{T_m}$, $\boldsymbol{H_m}$ - концентрація атомів тритію і протію у мінеральній масі, атом×мл$^{-1}$; $\boldsymbol{T_w}$, $\boldsymbol{H_w}$ - концентрація атомів тритію і протію в «НТО», атом*мл$^{-1}$ після досягнення рівноважного стану в системі «мінеральний адсорбент – тритійована вода».

У вихідному кліноптилоліті протій-тритієвий обмін на поверхні мінеральних часток близький до рівноважного з коефіцієнтом фракціонування α = 0,96. Згідно отриманим експериментальним даним, ізотопне поважчання водню фіксується в канальних структурах, де коефіцієнт протій-тритієвого фракціонування α = 1,05. Причиною цього процесу є те, що молекули тритійованої води, які проникають в канали

кліноптилоліту можуть на деякий час затримуватися в них внаслідок викривленості еліпсоїдних пор. Це сприяє протон-тритонному обміну в міцно - зв'язаних структурних позиціях кліноптилоліту з коефіцієнтом α = 0,87.

При термічній модифікації кліноптилоліту відбувається активація поверхні мінеральних часток де формується поверхневий електричний шар (ПЕШ). Електрокінетичні явища в ПЕШ зумовили фракціонування ізотопів водню з коефіцієнтом α = 1,17 в поверхнево-адсорбованій формі. Наявність аналогічної з вихідним кліноптилолітом неповного заповнення координаційних сфер лужних катіонів в каналах мінералу забезпечило можливість фракціонування ізотопів водню з коефіцієнтом α = 1,16. Термічна обробка кліноптилоліту змінила співвідношення ізотопів водню і в гідроксильних групах, де коефіцієнт фракціонування α зріс до 1,05 тобто збільшився на 20%.

Співставлення отриманих експериментальних даних свідчить, що термічна оробка збільшує адсорбційні властивості кліноптилоліту (на 70%) та його здатність до фракціонування ізотопів водню в системі «цеоліт-тритійована вода» (на 15%).

Висновки.

1. Кліноптилоліт Сокирницького родовища (Україна) здатний адсорбувати тритій з водного розчину і утримувати його в своїй структурі. У вихідному кліноптилоліті накопичується до 400 Бк тритію/100 г мінеральної маси. У термічно модифікованому кліноптилоліті питомий запас тритію досягає 690 Бк у 100 г мінеральної маси. Тобто, термічна модифікація мінералу збільшує його адсорбційну ємність на 71%.

2. Комплекс корисних властивостей кліноптілоліту дозволяє використовувати його як адсорбент з можливістю комплексного очищення багатокомпонентних промислових скидів, що містять тритій.

3. У вихідному кліноптилоліті більша частина тритію (73%) накопичується в каналах мінералу. Після термічної обробки 68,5% накопиченого тритію в мінералі знаходиться в поверхнево-адсорбованій воді.

4. Встановлено ефект фракціонування ізотопів водню при взаємодії кліноптилоліту з тритійованою водою. В кліноптилоліті коефіцієнт ізотопно-водневого фракціонування α становить 1,05 (в канальних структурах). Після термічної модифікації коефіцієнт ізотопно-водневого фракціонування α збільшується на 20% і складає 1,17 в поверхнево-адсорбованій формі, 1,16 в каналах мінералу і 1,05 в гідроксильних групах.

5. Взаємодія тритійованої води з активованими при термічній модифікації мінеральними частинками супроводжувалася інтенсифікацією динамічних адсорбційно-десорбціоних процесів, більш ефективним вилученням тритію з водного розчину та, внаслідок електрокінетичних явищ в подвійному-електричному шарі фракціонуванням ізотопів водню.

Література

1. Гречановская Е. Е. Метрика элементарной ячейки и Si/Al-отношение в цеолитах ряда гейландит-клиноптилолит Сокирницкого месторождения (Закарпатье, Украина) / / Мінералогічний журнал. - 2010. - Т. 32, № 4. - С. 12-22.

2. Földvári, M., Handbook of thermogravimetric system of minerals and its use in geological practice / Occasional Papers of the Geological Institute of Hungary, 2011,vol. 213, 179 pp.

3. Дир У.А., Хауи Р.А., Зусманн Дж. Породообразующие минералы. – М. : Мир, 1966. т.3. – 317 с.

4. Тарасевич Ю. И. Строение и химия поверхности слоистых силикатов. [Текст] Киев, Наукова думка, 1988. – 248 с.

5. Несмеянов Ан. Н. Радиохимия. –М.: Химия, 1972.- 591 с.

УДК 550.4.02:550.424.4:549.64:549.67

Руденко І.М. (н.с), Пушкарьов О.В. (пров.н.с),
Долін В.В. (інж.)
ДУ «ІГНС НАН України»

ПОТЕНЦІЙНА ЄМНІСТЬ АДСОРБЦІЇ ТРИТІЮ З ВОДНИХ РОЗЧИНІВ БЕНТОНІТ-ЦЕОЛІТОВИМИ КОМПОЗИТАМИ

Виконано дослідження повної адсорбційної ємності бентоніт-цеолітових композитів по вилученню тритію з водних розчинів з використанням експериментальних циклічних систем. Показано, що при тривалій фільтрації тритійованої води («НТО») крізь бентоніт-цеолітові мембрани максимальне накопичення тритію у мінеральному адсорбенті відбувається на добу.

Ключові слова: *бентоніт-цеолітовий композит, циклічні системи, мінеральні мембрани, водень, тритій, радіоактивні відходи, забруднюючі компоненти.*

Наявність в Україні 5 АЕС і 5 регіональних сховищ радіоактивних відходів обумовлює потенційну небезпеку тритієвого забруднення біосфери, приземної атмосфери та підземних вод зони активного водообміну. Для вирішення проблеми запобігання забрудненню гідросфери у світовій практиці використовуються водопроникні реакційні бар'єри (ВРБ) [1]. Їх принципова ідея полягає в тому, що після протікання забруднених підземних вод крізь тіло наповнення ВРБ забруднювачі деградують, або їх концентрація змінюється до безпечного рівня. Для забезпечення функціонування ВРБ необхідно мати достатню вихідну інформацію відносно ефективності компонента, який може використовуватися для очищення забрудненого тритієм геофільтраційного потоку.

З цією метою виконано серію експериментальних досліджень потенціальних мінеральних адсорбентів тритію. Завдяки проведеним нами раніше дослідам було встановлено, що найбільш придатною речовиною для створення ВРБ є бентоніт, складений на 75 – 90% з мінералу монтморилоніту [2-5]. Разом з тим, визначено, що використання суцільної бентонітової маси для створення регулюючої речовини в ВРБ неможливо через її низьку гідравлічну проникність.

Серед інших мінеральних адсорбентів значне місце займають цеоліти. До цієї мінеральної групи відносяться водні силікати лужних та лужно-земельних елементів, які характеризується достатньою фільтраційною проникністю. Завдяки системі каналів та порожнин, які пронизують кристали цеолітів ці адсорбенти мають добре розвинуту внутрішню поверхнею, доступну для адсорбції молекул [6]. При цьому, цеоліти проявляють певну вибірковість по відношенню до різних типів молекул тобто вони здатні діяти, як молекулярне сито та адсорбувати широке коло забруднювачів у вигляді деяких катіонів: Cs^{+}, Pb^{+}, K^{+}, NH^{4+}, Ag^{+}, Cd^{2+}, Pb^{2+}, Zn^{2+}, Hg^{2+} тощо та газів, а саме: CO, CO_2, SO_2, NH_3, N_2, HCHO, Ar, O_2, He, Kr, Xe,CH_3OH, фреону, формальдегіду тощо.

Використання бентоніт-цеолітового композиту (БЦК) є досить перспективним, враховуючи адсорбційні властивості його компонентів. Важливим також є те, що ці мінеральні адсорбенти є продуктами крупнотонажного видобування на родовищах України, і їх застосування не потребує складних переробних технологій.

Разом з тим залишається невизначеним повна адсорбційна ємність БЦК як потенційної реагуючої речовини ПРБ для поглинання тритію з геофільтраційних потоків, З метою вирішення цього питання виконано два довготривалих динамічних експерименти, в яких в якості адсорбенту були використані суміші бентоніту та цеоліту у співвідношенні 10:90 (система Ск-1) та 20:80 (система Ск-2). Матеріал, що увійшов до

складу композитів був подрібнений до розміру частинок < 0,25 мм сухою щільністю 0,99 г/см^3. Джерелом тритію була дистильована тритійована вода («НТО»).

Методика досліджень

Для визначення повної адсорбційної ємності БЦК були підготовлені системи з довготривалою циклічною фільтрацією тритійованої води («НТО») крізь мінеральну мембрану. Маса мінеральних мембран склала в системі Ск-1 260 г, в системі Ск-2 - 221 г. Об'єм використаної «НТО» в обох системах дорівнював 1000 мл. Принципова схема експериментальних систем представлена на рисунку 1.

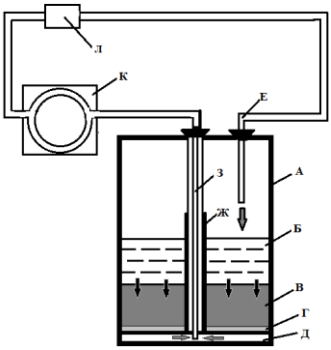


Рис. 1. Система циклічного прокачування. А – поліпропіленовий резервуар, Б – «НТО», В – шар сорбенту 20 мм, Г – поліамідна сітка, Д – камера для накопичення фільтрату «НТО», Е, Ж – трубка для відкачування «НТО» та, патрубок для її розміщення, З – трубка подачі рідини, К – перистальтичний насос, Л - отвір для відбору проб.

Відкачаний з камери фільтрат «НТО» по трубці перистальтичного насосу після відбору проби повертався назад в резервуар для повторного проходження крізь мінеральну мембрану. Така циклічна система дозволила прокачування «НТО» в довготривалому режимі. Виміри питомої активності тритію виконувалися на рідинному сцинтиляційному β-спектрометрі QUANTULUS 1220 (LKW Wallac) в емульсіях, підготовлених у співвідношенні «проба – сцінтиллятор» 8:12 з похибкою не більше ± 5%.

Отримані результати та їх обговорення

За 620 годин експерименту в системі Ск-1 крізь мінеральну мембрану товщиною 20 мм було прокачано 145 дм^3 «НТО»

тобто 145 об'ємів вихідного розчину. Швидкість фільтрації на початковій стадії експерименту (перші 3 доби) дорівнювала 7,2 дм^3/добу. В подальшому, внаслідок розбухання мінерального адсорбенту швидкість фільтрації зменшилася до 5,7 дм^3/добу.

Фільтрація «НТО» крізь мінеральну мембрану супроводжувалася вилученням тритію з водного розчину і відповідно зменшенням питомої активності радіоактивного ізотопу водню. Максимального ефекту детритізації «НТО» було досягнуто на 77 добу фільтрації, коли питома активність тритію в фільтраті знизилася в 1,7 рази (рис. 2.). При цьому, об'єм прокачаної «НТО» дорівнював 123,2 дм^3.

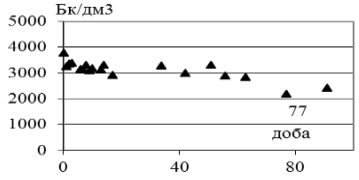


Рис. 2. Зміна питомої активності тритію у фільтраті «НТО» в системі Ск-1.

Вилучений з фільтрату «НТО» тритій в закритій експериментальній системі накопичувався в композитному адсорбенті. За час фільтрації (91 добу) в 260 г бентоніт-цеолітового композиту загалом накопичилося 42% вихідної кількості тритію,.

В системі Ск-2, де кількість глинистого мінералу була більшою і дорівнювала 20% загальної маси композиту за 1220 годин було прокачано 144 дм^3 «НТО» тобто 144 об'єми вихідного розчину. Швидкість фільтрації на початковій стадії експерименту (перші 2 доби) дорівнювала 7,6 дм^3/добу. В подальшому, внаслідок розбухання бентоніту швидкість фільтрації зменшилася до 2,9 дм^3/добу.

Збільшення кількості бентоніту в композиті дещо змінило режим вилучення тритію з водного розчину (рис. 3.). Спочатку в

процесі фільтрації питома активність тритію в «НТО» поступово зменшувалася. На 41 добу, коли було прокачано крізь мінеральну мембрану 42 дм^3 «НТО» питома активність тритію в «НТО» зменшилася майже в 1,5 рази.

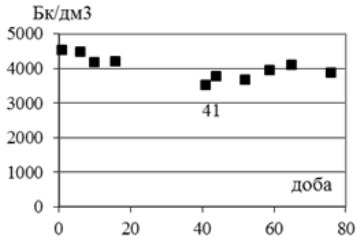


Рис. 3. Зміна питомої активності тритію у фільтраті «НТО» в системі Ск-2.

В подальшому процес адсорбції тритію із тритійованої води бентоніт-цеолітовим композитом стабілізувався на постійному рівні. При цьому 221 г мінерального адсорбенту за 76 діб було вилучено із 42 дм^3 прокачаної «НТО» 25% вихідного вмісту тритію.

Висновки. Виконані експериментальні дослідження свідчать, що бентоніт-цеолітові композити можуть використовуватися в якості реагуючої речовини в проникних реакційних бар'єрах (ПРБ) для очищення геофільтраційних потоків від тритію. Ефективність таких композитів, їх адсорбційна ємність залежить від кількісного співвідношення складових мінеральних компонентів. Більшій вміст бентоніту збільшує адсорбційну ємність композиту, але реалізація такої властивості залежить від фільтраційної здатності мембран, складених з мінерального адсорбенту. Збільшення швидкості фільтрації забезпечує можливість прокачування більшої кількості забрудненої води і відповідно до доступу більшої кількості тритію до реакційних центрів монтморилонітту – головної мінеральної складової бентоніту.

На основі отриманих даних слід визначити, що більш ефективною реагуючою речовиною в ПРБ для адсорбування

тритію з геофільтраційних потоків є композит, складений з 10% бентоніту і 90% цеоліту. Такий мінеральний реагент забезпечує достатню швидкість фільтрації, високу адсорбційну здатність, механічну стійкість та достатню економічну ефективність, оскільки складові композиту є продукцією крупнотонажного виробництва в Україні.

Література

1. Puls R.W., Powell R.M., Blowes D.W. et al. Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation. — Washington DC: US Environmental Protection Agency, 1998. — 102 p.

2. Пушкарев А. В., Долин В. В., Приймаченко В. М., Бобков В. М., Пушкарева Р. А. Кинетика изотопно-водородного обмена в бентонито-песчаной смеси. //Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища. – Київ, 2007. – Вип.15. С. 27-36.

3. Lopez-Galindo A., P. FenollHach-Ali, P., Pushkarev A. V., Lytovchenko A. S., Baker J. H., Pushkarova R. A.. Tritium redistribution between water and clay minerals //Applied Clay Science, 2008, v.39, P. 151–159.

4. Пушкарьов О. В., Приймаченко В. М. Оцінка кінетики ізотопно-обмінних реакцій в глинистих мінералах. // Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища. – Київ, 2010. – Вип. 18. С. 140 -148.;

5. Пушкарьов О. В., Приймаченко В. М. Взаємодія тритієвої води з глинистими мінералами. // Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища. – Київ, 2010. – Вип.18. С. 149 -158.

6. Гречановская Е. Е. Метрика элементарной ячейки и Si/Al-отношение в цеолитах ряда гейландит-клиноптилолит Сокирницкого месторождения (Закарпатье, Украина) / / Мінералогічний журнал. - 2010. - Т. 32, № 4. - С. 12-22.

УДК 628.474

О.П. КРОТ (докторант)
Харьковский национальный университет строительства и архитектуры
РОВЕНСКИЙ А.И (заведующий отделом региональной экологии)
Северо-Восточный научный центр НАН и МОН Украины

ПЕРСПЕКТИВЫ ТЕРМИЧЕСКОГО УНИЧТОЖЕНИЯ НЕПРИГОДНЫХ ПЕСТИЦИДОВ

В статье рассмотрены различные аспекты проблемы управления непригодными пестицидами в Украине. Значительное внимание уделено методам обезвреживания непригодных пестицидов, с учетом накопленных в литературе данных. Показано, что наиболее приемлемым способом утилизации следует считать сжигание пестицидов. Представлены основные критерии, влияющие на эффективность и экологичность процесса сжигания. Предложена мобильная установка для сжигания непригодных пестицидов. Представлено технологическое решение и оборудование по организации пятиступенчатой системы очистки от токсичных выбросов, в том числе диоксинов.

Ключевые слова: *непригодные пестициды, инсинерация, диоксины, каталитическая очистка.*

Актуальность исследования. Накопление и плохое управление непригодными пестицидами и другими опасными химическими соединения представляют угрозу для окружающей среды и здоровья человека, локально, на региональном и глобальном уровнях. Многие из накопленных устаревших пестицидов являются стойкими органическими загрязнителями, обладают токсическими свойствами, не

поддаются разложению, способны к биоаккумуляции и миграции по воздуху, воде, через международные границы и осаждаются далеко от места их захоронения.

В Украине сложилась катастрофическая ситуация с непригодными пестицидами. По последним статистическим данным в стране накоплено свыше 20 тыс. тонн опасных отходов, а средства на их утилизацию не выделяются. Во многих областях ядохимикаты хранятся с нарушением норм, на открытой местности и являются источником отравлений и болезней среди местного населения. Несколько международных природоохранных конвенций, направленных на защиту здоровья человека и окружающей среды признают, что существует настоятельная необходимость для экологически безопасного уничтожения опасных химических веществ, в том числе и непригодных пестицидов. Крупные международные производители пестицидов могут позволить себе сложные методы восстановления, нейтрализации и очистки. Курс действий включает предотвращение отходов, сокращение отходов, переработку отходов, очистку сточных вод и утилизацию отходов. Надлежащее управление запасами пестицидов, в том числе соответствующих условий хранения, надлежащей практики инвентаризации, а также регулярный оборот продукции описаны в работе [1]. В настоящее время непригодные пестициды в Украине изолируют в специальных хранилищах. Это метод дорогой и связан с трудностями при выборе земельного участка под строительство могильников, организации сбора и транспортирования веществ, требует значительной площади для создания санитарно-защитных зон и, что самое важное, этот способ не решает до конца имеющуюся проблему. Пестициды характеризуются высокими концентрациями разнообразных химических веществ и связанных с ними вспомогательных веществ, которые перемещаются в глубину почвы. В случае, если отходы пестицидов не утилизировать должным образом, появляется

большая вероятность загрязнения подземных и поверхностных вод, заражения почвы.

Постановка задачи исследования. Ориентируясь на оценку применения технологии сжигания в европейской практике, мусоросжигание является одним из эффективных методов утилизации широкого спектра отходов, включая опасные отходы, в том числе непригодные пестициды, без образования сточных вод. В статье [2] представлен обзор методов сжигания опасных отходов, в том числе пестицидов. Исследованы способы уничтожения и определена эффективность удаления, а также область применение методов сжигания пестицидных отходов, содержащих разнообразный перечень токсичных соединений.

Непригодные пестициды, подлежащие обезвреживанию, характеризуются следующим составом: хлорсодержащие; хлор-азотсодержащие; хлор-азот-сера-металлсодержащие; сера-азот-фосфорсодержащие; азотсодержащие; биопрепараты; молотая и коллоидная сера; ртуть содержащие. Наибольшим количеством представлены хлорсодержащие отходы - 92%. Кроме того должна быть обезврежена и тара: картонная упаковка, пластмассовые барабаны, бумажные мешки, деревянные ящики.

Непригодные пестициды, которые обезвреживали на опытно-промышленной установке, относятся к различным классам химических соединений: хлорорганические - галоидопроизводные алициклических углеводородов; галоидопроизводные ароматических углеводородов; галоидопроизводные углеводородов алифатического ряда; фосфорорганические, ртутьорганические; производные карбаминовой, тио- и дитикарбаминовой кислот (карбаматы); производные уксусной и масляной кислот; производные мочевины и гуанидина; цианистые соединения; производные роданистоводородной кислоты; препараты меди; препараты мышьяка; алкалоиды; формалин. Кроме того, пестициды,

гербициды и другие включают сложные органические яды типа фентиурама, дихлормочевины, бромистого метила, трихлорфенолята меди, ДДТ, метафоса, дурсбана, пропазина, прометрина и другие относящиеся к I или II классу опасности. В качестве наполнителей пестициды и гербициды содержат тальк, мел, каолин, талькомагнезит, оксиды меди, хрома, марганца. Соотношение действующих веществ в наполнителях колеблется в широких пределах от 30 до 60%.

Наибольшим количеством, подлежащих обезвреживанию, представлены хлорорганические соединения – до 90%.

Передвижная установка по обезвреживанию непригодных к использованию ядохимикатов представляет оборудование для их термохимической переработки и последующей многоступенчатой очистки образующихся дымовых газов от химических и механических загрязнений. Установка предназначена для обезвреживания твердых веществ непосредственно на месте их складирования и является опытно-промышленным образцом.

Установка размещена на специальной грузовой автомобильной платформе «ЧМЗАП- 5247Г», грузоподъёмностью 50 тонн. На платформе смонтированы: механическое устройство для подачи и загрузки в печь упакованных в пластиковые мешки непригодных пестицидов и кальцинированной соды; печь для термического уничтожения; камера дожигания со встроенным рекуператором и дымоохладителем I ступени; центробежно-вихревой пылеуловитель; каталитический аппарат (нейтрализатор) с системой выгрузки пыли и системой регенерации; дымоохладитель II ступени; фильтр рукавный с системой выгрузки уловленной пыли и импульсной регенерацией; дымосос; дутьевой вентилятор; компрессорная установка с воздухоосушителем; дымовая труба со встроенным углетканевым фильтром для улавливания паров ртути; бак для топлива и топливная аппаратура с системой регулирования

подачи жидкого топлива на форсунки; система подготовки и подачи содового раствора к форсункам; воздухопроводы; дымопроводы с регулирующими клапанами и замерными лючками; трубопроводы топлива, содового раствора, сжатого воздуха с запорно-регулирующей арматурой; система КИП и А.

Рядом с установкой во временном (на период работы установки), закрытом от попадания атмосферных осадков укрытии, размещается минимально необходимое количество непригодных пестицидов (расфасованных по 15кг и упакованные в пластиковые мешки), топлива и щелочи (из расчета суточного расхода), которые постоянно пополняются, а также площадка для хранения шлака.

Научно-практические результаты. Установка обезвреживания непригодных пестицидов обеспечивает полное сжигание органической части пестицидов, гербицидов и других опасных веществ в содовом расплаве в печи (рис. 1). Образующиеся дымовые газы перед выбросом в атмосферу, подвергаются многоступенчатой очистке до европейских нормативов. Процесс термического обезвреживание ядохимикатов в печи с содовым расплавом проходит при температуре расплава до 1000°С. Для термического разложения органических вредных веществ, содержащихся в отводимых из печи дымовых газах, предусмотрена камера дожигания. Здесь газы пребывают при температуре 1100 °С в течении от 2,0 с до 2,5 с, при коэффициенте избытка воздуха 1,4-1,5 – это обеспечивает разложение и сжигание тяжелых углеводородов и СО, находящихся в дымовых газах. В камеру дожигания предусмотрен впрыск содового раствора через специальную форсунку. Система впрыска содового раствора предназначена для нейтрализации кислых газообразных соединений НС1, НР, SO_2 и SO_3 в безвредные соли.

Центробежно-вихревой пылеуловитель очищает дымовые газы от крупных фракций пыли (меньше 50 мкм) и сажи на 85-95%. Принцип работы пылеуловителя основан на центробежно-

вихревом эффекте воздействия на пылегазовый поток в завихрителе с дальнейшим инерционным разделением пылевого и газового потоков в камере сепарации.

Каталитический аппарат, заполненный алюмоникельпалладиевым катализатором, подтвердил свою эффективность при окончательном разложении и дожигании остатков тяжелых углеводородов, оксидов углерода и других трудно разлагаемых органических веществ на 95 %, что обеспечивает суммарную степень очистки дымовых газов от органических вредных веществ на уровне 99,0÷99,9 %. Параллельно при разложении углеводородов на катализаторе происходит восстановление части окислов азота до молекулярного азота. Рабочая температура катализатора 550÷650 °С. Кассеты с катализатором периодически подвергаются очистке от пыли сжатым воздухом (при достижении сопротивления каталитического аппарата 180 Па).

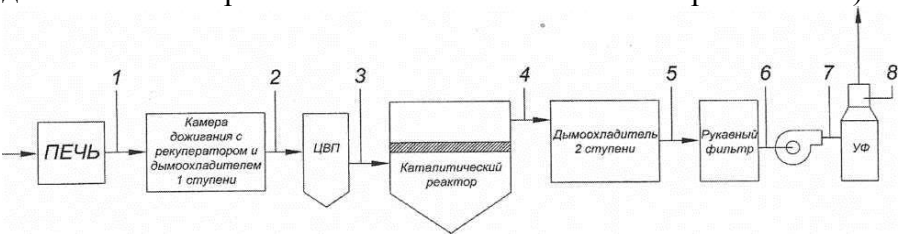


Рис. – 1 Схема газоотводящего тракта

Для очистки отходящих дымовых газов с концентрацией 150-200 мг/м^3 использовался фильтр рукавный с импульсной регенерацией. Принцип работы фильтра основан на прохождении запыленного газового потока через фильтровальные рукава и осаждении пыли на их поверхности. Регенерация рукавного фильтра производится в автоматическом режиме, импульсной подачей осушенного и очищенного сжатого воздуха, при повышении заданного сопротивления. Перед фильтром предусмотрен клапан подсоса холодного воздуха, для регулирования температуры поступающих на

очистку дымовых газов, работающий в автоматическом режиме.

Выводы. Метод термохимического обезвреживания в содовом расплаве заключается в уничтожении непригодных пестицидов при температуре расплава около 1000 °С с последующим дожиганием возможных проскоков токсичных веществ в камере дожигания и на катализаторе. Токсичные компоненты подвергаются термокаталитическому окислению с образованием безвредных газов CO_2, H_2O, N_2 и твердых остатков (оксидов металлов, солей).

В процессе работы передвижной опытно-промышленной установки по обезвреживанию и утилизации непригодных пестицидов вода не используется, и сбросов загрязненных стоков не производится. Таким образом, установка не приводит к загрязнению водоемов и не оказывает отрицательного влияния на поверхностные и подземные водные ресурсы. Передвижная установка обезвреживания непригодных к использованию химических средств защиты растений не требует отвода новых земельных участков. Шлак и зола будут использоваться в качестве заполнителей строительных изделий и смесей, подсыпки насыпей. Следовательно, никакого дополнительного воздействия на почву установка не имеет. Нет необходимости в снятии плодородного слоя при работе установки. В случае же хранения непригодных пестицидов почвенный слой загрязнен в концентрациях, превышающих санитарные нормы, и он подлежит снятию и обезвреживанию на установке. Отрицательное влияние не земельные ресурсы и недра при работе установки отсутствует.

Список использованной литературы

1. Felsot A.S. Disposal and degradation of pesticide waste / Felsot A.S., Racke K.D., Hamilton D.J.// Rev Environ Contam Toxicol. – 200. – № 177. – P. 123 – 200.

2. Ferguson T.L. Incineration of pesticide wastes / T.L. Ferguson, R.R. Willkinson // Treatment and Disposal of Pesticide

Wastes. – 1984. – Vol. 259. – P. 181–191.
DOI: 10.1021/bk-1984-0259.ch011.

3. Рыжавский А.З., Зимогляд А.В., Ровенский А.И. Установка термического обезвреживания ядохимикатов. // Сотрудничесиво для решения проблем отходов: Матер. IV Междунар. конф. – Х., 2007. – С. 82 –83.

4. Пирогов А. Ю. Передвижная установка по обезвреживанию непригодных к использованию средств защиты растений / А. Ю. Пирогов, С. Л. Стасевский, А. З. Рыжавский, В. А. Сорока, А. И. Ровенский, М. И. Андрусенко // Экология и промышленность. - 2008. - № 1. - С. 36-38.

УДК 66.022.1

О.Л. ЗАВ'ЯЛОВА (доц., к.т.н.),
А.С. ЧЕРКАШИНА (студент)
Донецький національний технічний університет

ВПЛИВ ДІЯЛЬНОСТІ ПІДПРИЄМСТВА ПАТ «НКМЗ» НА ВОДНІ ОБ'ЄКТИ У М. КРАМАТОРСЬК

Розглянуто актуальність очистки стічних вод від підприємства ПАТ «НКМЗ» перед їх скидом до водних об'єктів міста Краматорськ та проблему збереження чистої води для населення . Зроблено аналіз вже існуючих систем очистки на підприємстві та виявлено недоліки в їх роботі. Запропоновано впровадження додаткових коксових фільтрів у вже існуючу технологічну схему очищення стічних вод для досягнення допустимих концентрацій по нафтопродуктам, зроблено огляд сорбентів та запропоновано найбільш вигідний.

Ключові слова: *стічні води, забруднювачі, нафтопродукти, коксові батареї, сорбенти*

Гідрографічна мережа Краматорська досить густа – вона нараховує шість малих річок: Бичок, Маячка, Сухий Торець, Біленька-1, Біленька-2, Біла гора, а також головну водну артерію міста – річку Казенний Торець, яка є притоком самої великої річки Донбасу – Сіверського Дінця і яка відноситься до числа середніх річок [1]. Відомо, що міста є концентраторами промисловості, населення, водопостачання та скидів забруднених стічних вод.

Так, потужним забруднювачем води в Краматорську стали побутові стічні води, які навантажені органічними речовинами, що споживають в процесі розкладання в водоймах велику кількість розчиненого кисню, тим самим створюють його дефіцит і відповідно пригнічують багато водних організмів. Так,

ерозія ґрунту може привести до замулювання річок; талі води з полів, на яких застосовувалися хімічні засоби, несуть з собою в водні об'єкти небезпечні забруднення. В результаті забруднення подібними стоками водойми не можуть використовуватися для відпочинку, використання цієї води для питного водопостачання, а іноді і технічного, вимагає глибокого очищення [2].

Основними забруднювачами стічних вод заводів важкого і транспортного машинобудування є масла, нафтопродукти, завислі речовини, кислоти, луги, солі важких металів (хром, цинк, кадмій і ін.) [3].

На підприємстві ПАТ «НКМЗ» діють очисні споруди госпобутових та виробничо-зливових стоків. Скидання виробничо-зливових стоків в р. Казенний Торець здійснюється через загальнозаводські Північні (фактичне скидання зворотних вод: 1643,4 тис.м^3/рік, 187,6 м^3/годину) і Південні очисні споруди (фактичне скидання зворотних вод: 1957,5 тис. м^3/рік, 223,5 м^3/годину). Проводиться відкачування кар'єрних вод без очищення в р. Маячку (Випуск № 3). Госпобутові очисні споруди приймають госппобутові стоки зі всіх цехів заводу (Випуск № 4). Найбільше навантаження приходиться на випуск № 1.

Таблиця 1 - Якісна характеристика зворотних вод по кожному випуску за 2015 рік:

Найменування показників	Випуск № 1	Випуск № 2	Випуск № 3	Випуск № 4	Доп. конц., мг/дм^3
1	2	3	4	5	6
Завислі речовини	9,46	14,80	9,05	9,12	18,00
Мінералізація	1 701,00	2 174,00	3 297,00	1 705,00	2000,00
Хлориди	292,00	331,00	255,00	291,00	350,00
Сульфати	530,00	708,00	1 456,00	516,00	700,00
$БСК_5$	3,20	4,20	2,81	2,07	4,50
Нафтопродукти	0,45	0,24	0,10	0,21	0,30
Залізо	0,18	0,30	0,13	0,28	0,30
Азот амонійний	0,48	1,24	0,15	0,35	0,50
Нітрати	23,90	22,80	28,60	35,30	25,00
Нітрити	0,39	1,30	0,09	0,31	0,50

Продовження таблиці 1

1	2	3	4	5	6
ХСК	14,20	18,90	18,40	14,10	20,00
Фосфати	0,46	0,45	0,06	0,96	1,00
Хром $^{+6}$	0,015	0,003	-	-	0,030
Мідь	0,04	0,05	-	-	0,10
Цинк	0,04	0,07	-	-	0,15
Марганець	0,08	0,20	-	-	0,30
СПАР	-	-	-	0,03	

З таблиці видно, що у випуску № 1 спостерігається великий вміст нафтопродуктів, що складає 0,45 мг/дм^3 і перевищує фактичні концентрації (0,3 мг/дм^3) у 1,5 рази.

У випуску № 2 великі показники по сульфатам, нітритам та мінералізації (у 2015 не перевищували ПДК). Великі показники нітритів у випуску №2 обумовлені природними фоновими показниками цих речовин у свердловині №8 вода якої без використання скидається на південні очисні споруди. Зупинити свердловину не можливо, тому що згідно висновку ДРГП «Донецькгеологія» свердловина №8 працює для захисту від забруднення води інших свердловин, та згідно протоколу №1471 ГКЗ України від 13.03.2008 р. дебіт свердловини №8 який забезпечує стабільну якість води повинен бути порядку 70 м^3/годину, 600,0 тис.м^3/рік.

У випуску № 3 підвищений вміст сульфатів, нітратів, та мінералізації (у 2015 не перевищували ПДК). Підвищений вміст нітратів у випуску №3 є фоновими оскільки підприємство своєю діяльністю не оказує впливу на ці показники найвірогідніше пояснюються тим, що поруч із Шабельківським кар'єром розташовані ТОВ «Емаль» та шахта по видобуванню охри які мають змогу впливати на дренажні води Шабельківського кар'єру.

У випуску № 4 підвищений вміст нітратів (у 2015 не перевищували ПДК). Такі показники необхідно постійно контролювати. Підвищена мінералізація, та вміст сульфатів у випуску №4 обумовлено тим що підприємство на госппобутові

та питні потреби використовує воду з артсвердловин з підвищеною мінералізацією і вмістом сульфатів та після знесолювання її повертає розчин у госппобутову каналізацію підприємства [4].

Північні очисні споруди (випуск № 1) розташовані в північній частині підприємства на правом березі р. Казенний Торець. До північних очисних споруд «прив'язані» наступні основні і допоміжні цехи: КПЦ-1, КПЦ-2, КПЦ-3, ЧЛЦ, ФЛЦ-2, механічні цехи №№ 1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 12, 13, 14, 18, цех № 16, ЦПП, ЕСПЦ і ін.

Склад споруд:

1. І-ша ступінь очищення: односекційний відстійник (32×15×4) м; землесосна плавуча установка УПМ-1 для відкачування шламу в систему шламовидалення; масловловлюваючий пристрій барабанного типу на виході стічних вод з відстійника 1-го ступеню.

2. ІІ-га ступінь очищення: двосекційний відстійник (8×21×4) м; землесосна плавуча установка УПМ-1; масловловлюваючий пристрій барабанного типу на виході стічних вод з відстійника ІІ-го ступеню; коксові касетні фільтри; кран-балка з електротельфером для підйому і спуску касетних фільтрів у відстійнику другого ступеню;

3. Насос для відкачування масляної плівки з відстійника ІІ-го ступеню.

4. Коксові касетні фільтри на виході в річку.

5.Три баки шламонакопичувача об'ємом 180 м^3 кожен з системою шламовидалення.

Але навіть після проходження стічних вод через очисні споруди підприємства досягти допустимої концентрації по нафтопродуктам (0,3 мг/дм^3) не вдається.

Основний захід, який необхідно вжити щодо досягнення ГДС - це поліпшення роботи експлуатації очисних споруд і раціональне використання водних ресурсів. Основною задачею впорядкування існуючого водовідведення на очисних спорудах

є: зменшення скидання забруднених стічних вод в місцях, де їх об'єми істотно впливають на екологічний і санітарно-гігієнічний стан водоймища та забезпечення ступенів очищення стічних вод проектним показникам очисних споруд.

Для зменшення концентрації нафтопродуктів у стічних водах при їх невеликих концентраціях (0,45 мг/дм^3) на підприємстві необхідно впровадити очищення сорбентами. Як сорбент використовують активоване (або активне) вугілля, деякі органічні сорбенти (Shelltic W), синтетичні сорбенти, мінеральні сорбенти і іноді відходи виробництва (золу, шлаки, тирсу та ін.).

Найкраще зарекомендували себе нафтові сорбенти ElcoSorb та OPUB BLUE. Вихідним матеріалом Elcosorb є оброблений за спеціальною технологією, злегка розщеплений, натуральний торф, який оптимально абсорбує більше 100 видів забруднювачів з поверхні води. Сорбент нафти OPUB BLUE використовується при запобіганні забруднень навколишнього середовища від нафтових продуктів. Завдяки постійній плавучості, сорбент можна використовувати як в водоймах, так і на суші. Завдяки високим гідрофобним властивостям, сорбент OPUB BLUE залишається на поверхні водойми навіть після повного насичення нафтопродуктами [5].

Для поліпшення вилучення з стічних вод нафтопродуктів необхідно впровадити в систему очистки на випуску № 1 додаткові коксові касетні фільтри на виході в річку, бо на даний час 16 фільтрів не справляються з поставленою задачею, а також підібрати сорбент, що підвищить ефективність очистки, наприклад сорбент типу ElcoSorb чи OPUB BLUE, переглянути графіки заміни коксових фільтрів.

Таким чином, у роботі зроблено огляд вже існуючої системи очистки стічних вод на підприємстві, виявлено недоліки та запропоновано шляхи підвищення роботи очисних споруд за рахунок введення додаткового обладнання – коксових батарей з певним сорбентом, для приведення водних об’єктів

міста до нормальних показників з можливістю подальшого їх використання, як рекреаційних та рибогосподарських ресурсів.

Список використаної літератури

1. Зюбанов Н.С. У долі природи – доля рідного міста// Н. С. Зюбанов, В. Ф. Коцаренко, В.Ф. Латишев , І.С. Свистунов – Краматорськ, 2002 – 84 с. с ил.
2. Роганов С.В. Артерії життя// С.В. Роганов, Краматорськ – 2001- 18 с.
3. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води // А.К.Запольський - К.: Вища школа, 2005. - 671 с.
4. Дозвіл на спеціальне водокористування і нормативи ГДС забруднюючих речовин зі зворотними водами ПАТ «НКМЗ», затверджено Департаментом екології та природних ресурсів облдержадміністрації. - Краматорськ – 2015- 79 с.
5. Мінаков В.В. Нові технології очищення від нафтових забруднень // В. В. Мінаков, С. М. Кривенко, Т. О. Нікітіна // Екологія і промисловість Росії, 2002. - 7-9 с.

УДК 550.4; 550.84

Самчук А.И., Вовк Е.В., Кураева И.В., Стадник В.А., Красюк О.П.
Институт геохимии, минералогии и рудообразования им. М.П. Семененко НАН Украины

ГЕОХИМИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ В ЗОНАХ РИСКА КИЕВСКОГО МЕГАПОЛИСА

Приведены результаты эколого-геохимической оценки загрязнения почв Киевского мегаполиса. Показано, что в зонах промышленных объектов оно 10-300 раз выше по сравнению с лесопарковыми зонами. Проанализированы данные геохимического мониторинга сезонных накоплений тяжелых металлов в почвах, полученные при использовании разработанной авторами методики.

Ключевые слова: *Киев, почвы, геохимическое загрязнение, тяжелые металлы, мониторинг.*

Актуальность. Растущие темпы урбанизации, концентрация населения, промышленных и транспортных объектов на небольших территориях в сочетании с большими объемами выбросов вредных веществ выводят на передний план проблемы загрязнения городской среды. К приоритетным загрязнителям городов относятся тяжелые металлы и металлоиды: ртуть, свинец, кадмий, мышьяк, цинк, никель.

Индикатором экологического состояния городских ландшафтов выступают почвы. В них происходит накопление и перераспределение полютантов. Опасность загрязнения почв заключается в чрезвычайно медленном удалении металлов (десятки и сотни лет) при выщелачивании, потреблении растениями, эрозии в верхних гумусных слоях почв. Это

приводит к обогащению почв токсическими элементами, что представляет собой экологическую угрозу для растений и верхних водоносных горизонтов.

Чрезвычайно большое значение при эколого-геохимической оценке состояния окружающей среды приобретает геохимический мониторинг, который предоставляет информацию о состоянии среды обитания с целью его оценки и прогноза изменений в будущем. Мониторинг антропогенно загрязненных почв мегаполисов является одним из актуальных заданий охраны окружающей среды.

Постановка задания. Раньше было установлено, что содержание микроэлементов на штучных геохимических барьерах-сорбентах, которые насыщаются возле источников загрязнения в природных условиях, более контрастно по сравнению с фоновым содержанием в почвах [4, 5]. Это существенно улучшает мониторинг загрязнения окружающей среды.

Совместно с опробованием природных образований (почвы, растения), которые имеют ряд недостатков (низкую сорбционную емкость, нестойкость и неоднородность состава), авторами также были использованы полиакрильные целлюлозные и угольные сорбенты, модифицированные ароматическими гидроксамовыми кислотами.

Суть метода использования штучных сорбентов состоит в образовании штучного геохимического сорбционного барьера, накопление элемента на котором пропорционально его концентрации в определенной среде, в нашем исследовании – в почве. Происходит фиксация подвижной части химических элементов сорбционным материалом вследствие ионного обмена и комплесообразования. Впервые использование такого метода, в том числе и для контроля миграции загрязняющего вещества и охраны окружающей среды, предложили К.И. Лукашов и Б.Ф. Мицкевич [1,2].

Целью работы была эколого-геохимическая оценка степени загрязнения почв Киевского мегаполиса; разработка методики геохимического мониторинга с использованием композиционных сорбентов в качестве геохимических барьеров для определения сезонных накоплений тяжелых металлов в почвах в зонах риска Киевского мегаполиса.

Объекты и методы исследования. В данной работе в качестве объектов исследования были выбраны почвы зон влияния предприятий и заводов г. Киева, главных автомагистралей города, а также почвы лесопарковых зон, как условно чистых территорий в пределах города. При исследовании содержания микроэлементов в почвах были использованы спектральный, атомно-абсорбционный анализ и метод масс-спектрометрии с индукционно связанной плазмой (ICP-MS).

Результаты исследования. Результаты исследований представлены в таблице. Особенно заметные аномалии загрязнения наблюдаются возле промышленных объектов: завод «Радикал», мусоросжигательный завод «Энергия», тепловые электростанции, автомагистрали, для которых характерны коэффициенты загрязнения в интервалах $Cu_{2,8\text{-}10,5}$, $Pb_{1,7\text{-}12,1,}$ $Zn_{1,4\text{-}15}$, $Cr_{2,1\text{-}3,3}$, $Ni_{2,5\text{-}6,2}$, $Hg_{3\text{-}300}$. За суммарным показателем загрязнения исследуемые почвы изменяются от средне до сильно загрязненных.

Главным загрязнителем завода «Радикал» выступает ртуть, концентрация которой в тысячи раз превышает значения в лесопарковых зонах. Также на данной территории наблюдается значительное превышение содержания свинца (в среднем в 12 раз) и кадмия (в 19 раз). Для автомагистралей характерным является загрязнение свинцом и цинком, для завода «Энергия» - медью и свинцом, для почв зоны влияния ТЕЦ наблюдается значительная концентрация цинка(350 мг/кг) и меди(110 мг/кг). Предприятие «Запад» характеризируется наибольшим среди исследованных территорий накоплением свинца (Kk=13), хрома

(Kk=11) и меди (Kk=6). В соответствии с классификацией Саета Ю.Е. [3], загрязнение почвенного покрова тяжелыми металлами вблизи автомагистралей Киевского мегаполиса является допустимым. Промзона предприятия «Запад» попадает в категорию средне загрязненных территорий. Для завода «Радикал» характерно сильное загрязнение, вызванное главным образом высокими концентрациями ртути в поверхностных отложениях на его территории.

Таблица - Среднее содержание тяжелых металлов в почвах городской агломерации Киевского мегаполиса, мг/кг*

	Cu	Zn	Pb	Hg	Cr	Se
Антропогенная зона						
Зона ТЭЦ	113 12,3	280 30,1	68 4,8	0,6 0,4	46 2,1	0,32 0,1
Автомагистральна зона	80 9	70 6,1	90 6,1	0,10 0,05	80 3,0	-*
Промзона предприятия «Радикал»	166 17,1	75 6,4	130 8,1	10 6	52 2,1	0,34 0,2
Промзона предприятия «Энергия»	125 13	75 8	20 7,1	0,18 0,09	64 2,2	0,26 0,15
Промзона предприятия «Запад»	112 -	190 -	150 -	0,3 0,15	70 3	0,30 0,15
Лесопарковая зона						
Парк «Пуща Водица»	18 1,9	42 5,6	12 0,4	0,03 0,01	20 2,0	0,18 0,09
Ботанический сад им. Фомина НАН України	20 2,0	44 5,4	12 0,9	0,03 0,01	24 1,9	0,17 0,06

* Примечание. В числителе указано валовое содержание микроэлементов, в знаменателе – подвижная форма; «-» - содержание не определялось.

Был проведен мониторинг сезонных накоплений подвижных форм тяжелых металлов с использованием

сорбентов. Установлено, что штучный фосфат-целюлозный сорбент способен фиксировать тяжелые металлы, в их числе Cu, Cr, Hg, Pb, содержащиеся в разные поры года. Выявлено, что содержание элементов в штучных сорбционных барьерах, которые насыщались возле источников загрязнения в природных условиях, более контрастное в сравнении с содержанием в почвах. Особенно заметные аномалии загрязнения наблюдаются возле промышленных объектов групп заводов: Радикал, мусоросжигательный завод «Энергия», что коррелируется с данными опробования почв. Результаты исследований подтверждают возможность применения штучных сорбентов для мониторинга содержания подвижных форм микроэлементов в техногенно загрязненных почвах.

Доказано, что загрязнение почв города отображается также и на составе растительности. Рассчитаны коэффициенты биологического поглощения микроэлементов для газонной травы г. Киева: Mn – 8,2, Ni – 1,5, V – 0,7, Cr - 0,9, Cu – 3, Pb – 9. В траве Киевского мегаполиса выявлено увеличение содержания тяжелых металлов, а также повышение коэффициента биологического поглощения по сравнению с условно чистыми ландшафтами Украинского Полесья.

Выводы. В результате проведенных исследований выявлено, что наибольшее загрязнение почв на территории Киевского мегаполиса свойственно зонам влияния заводов «Радикал», «Энергия», «Запад», ДВРЗ, Большевик, ТЭЦ и автодорог с интенсивным движением. Для них рассчитаны коэффициенты загрязнения, которые варьируют в пределах $Cu_{2,8-10,5}$, $Pb_{1,7-12,1}$, $Zn_{1,4-15}$, $Cr_{2,1-3,3}$, $Ni_{2,5-6,2}$, Hg_{3-300}. За суммарным показателем загрязнения исследуемые почвы изменяются от средне до сильно загрязненных. Разработана методика геохимического мониторинга посезонного накопления тяжелых металлов на композиционных сорбентах.

Литература:

1. Лукашев В.К. Использование ионообменных смол при геохимических поисках / В.К. Лукашев, К.И. Лукашев // Докл. АН БССР. - 1978, Т. 22, №6. - С. 544 - 546.
2. Мицкевич Б.Ф. Физико-химические условия формирования экзогенных ореолов и потоков рассеивания бериллия / Б.Ф. Мицкевич, Ю.Я. Сущик, А.И. Самчук // К.: Наук. Думка. - 1984. – 176с.
3. Сает Ю.Е. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Сает, Б.А. Ревич, Е.П. Янин и др. // М.: Недра. - 1990. – 325 с.
4. Самчук А.І. Використання халатних сорбентів при геохімічному моніторингу довкілля / А.І. Самчук, Т.В. Огар, Е.С. Попенко, Т.І. Макаренко // Пошукова та екологічна геохімія – 2011. - №1. - С. 13-16
5. Самчук А.І. Важкі метали у ґрунтах Українського Полісся та Київського мегаполісу / А.І. Самчук, І.В. Кураєва, О.С. Єгоров та ін. // К.: Наукова думка. - 2006. - 108 с.

УДК 544.72, 628.39, 628.472

А.З. КОНЦУР [1], О.Р. КАРП'ЯК [2]
[1] - Львівський державний університет безпеки життєдіяльності, м. Львів;
[2] – Лабораторія ВОДЧ-1 Львівської залізниці, м. Львів

СОРБЦІЙНА ОЧИСТКА ВОДИ ВІД АЗОТОВМІСНИХ ІОНІВ ЗА ДОПОМОГОЮ ОПРОМІНЕНОГО БЕНТОНІТУ НА ПРИКЛАДІ ПОБУТОВИХ СТІЧНИХ ВОД

Виконано регулярний сезонний відбір проб та хімічний аналіз складу стічних вод об'єктів побутової інфраструктури навчального закладу. На прикладі азотовмісних іонів (амонію, нітратів та нітритів) показано кореляційні зв'язки між сезонними коливаннями вмісту згаданих іонів у стічних водах. Здійснено спробу очистки цих стічних вод природним сорбентом бентонітом, попередньо опроміненим надвисокочастотним електромагнітним випромінюванням («мікрохвилями»). Найбільш дієвим цей спосіб виявився для очистки вод від нітритів, у меншій мірі – для нітратів. Очистка стічних вод від іонів амонію таким способом є неефективною.

***Ключові слова**: стічні води, очистка, сорбенти, бентоніт, нітрити, нітрати, амоній, мікрохвилі.*

Питання очистки побутових стічних вод було і залишається актуальним через постійне розширення територій населених пунктів та зростання кількості населення. Існує чимало способів зменшення концентрацій забруднювачів у цих водах, в т.ч. числі адсорбція на природних сорбентах. Однак, використання цих сорбентів у нативному (необробленому) стані не завжди дає задовільні результати, а попередня їх термічна

обробка або хімічна активація вимагає додаткових затрат енергії та реактивів.

Метою нашого дослідження було вивчення сезонної динаміки змін концентрацій азотовмісних іонів у побутових стічних водах та спроба очистити їх за допомогою природного сорбенту бентоніту після його спеціальної підготовки.

У даній роботі авторами виконувався розгорнутий хімічний аналіз відібраних проб води, однак через обмежений обсяг публікації для детального вивчення та опису обрано лише азотовмісні іони.

Серед багатьох показників забруднення стічних вод концентрації азотовмісних (азотистих) сполук (амоній-, нітрит- та нітрат-іонів) є дуже важливими. Вони вказують не тільки на ступінь забрудненості стічної води, але й на інші умови середовища у ній – відновна або окисна обстановка, термічний режим тощо [1] .

Проби стічних вод відбирались щомісяця протягом 2016 року з основного каналізаційного колектора та з інших побутових об’єктів на території ЛДУ БЖД (всього 5 точок відбору). Відбір здійснювався у відповідності з КНД 211.1.0.009 та ГОСТ 17.1.5.05. Отримані зразки зразу ж доставлялись в НДЛ екологічної безпеки ЛДУ БЖД. Ця лабораторія атестована ДП «Львівстандартметрогія» на проведенням відповідних досліджень (свід. про атестацію № РЛ 097/14 від 28.07.2015 р.).

Для виконання контрольних аналізів окремих проб (зовнішньо-лабораторний контроль) частина проб була доставлена в аналітичну лабораторію служби водопідготовки ВОДЧ-1 Львівської залізниці (м. Львів).

Визначення вмісту азотистих іонів проводилось фотоколориметричним методом (прилад КФК-2) за загальноприйнятими методиками: іонів амонію - з реактивом Неслера [КНД 211.1.4.030-95]; нітрит-іонів - з реактивом Гріса [КНД 211.1.4.023-95]; нітрат-іонів - з саліцилатом натрію [КНД 211.1.4.027-95].

Окрім власних результатів, автори використали для порівняння також окремі дані аналітичних досліджень проб стічних вод, відібраних з тих же точок контролюючою організацією – представниками ДП «Львівводоканал». На рис. 1 подано результати визначення концентрацій азотистих іонів в розрізі сезонних коливань температури.

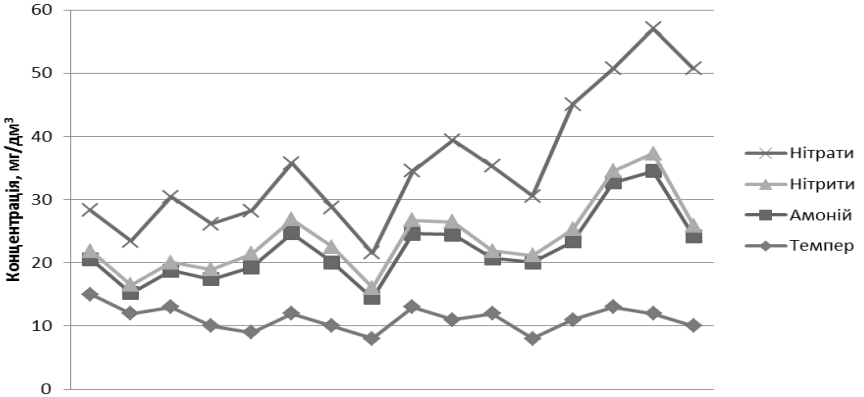


Рис. 1. Діаграма розподілу концентрацій азотистих іонів у стічних водах у різних температурних режимах.

Як видно з отриманих нами результатів, концентрація азотистих іонів у майже всіх пробах стічних вод об'єктів інфраструктури ЛДУ БЖД знаходиться у дозволених нормативною документацією межах [2].

Якщо ж розглядати отримані аналітичні дані помісячно (автори можуть надати їх окремо), то отримано досить чіткі кореляційні залежності. Теплий період сприяє швидкому окисненню амоній-іонів спочатку у нітрит-іони (NO_2^-), а потім - у нітрат-іони (NO_3^-), тому вміст NH_4^+ є малим. У холодний час (осінь, а особливо зима) процес окиснення значно сповільнюється, тому вміст амоній-іонів значно більший, ніж у літніх пробах.

У декількох пробах досліджених стічних вод, як видно з рис. 1, наявне незначне перевищення ГДК [2]. Наприклад, для

іонів NO_3^- вона становить до 45 мг/дм^3, а у трьох останніх пробах концентрація цих іонів складає 50-55 мг/дм^3.

Щоб уникнути подібних випадків у майбутньому, було виконано спробу очистки проб стічних вод, взятих з тих же точок відбору, за допомогою природного сорбенту бентоніту, спеціально підготовленого шляхом обробки його надвисокочастотним електромагнітним випромінюванням (НВЧ ЕМВ).

Для промислової очистки природних та стічних вод (в т.ч. від біогенних компонентів) використовують, зазвичай, механічні та біологічні методи – відстоювання, фільтрацію через гравій або пісок, аерацію тощо. Застосування для цієї мети синтетичних сорбентів обмежується значною вартістю як самих цих засобів, так і допоміжних препаратів, і складного обладнання.

У той же час, використання для очистки вод дешевих та поширених матеріалів із сорбційними властивостями (наприклад, природних глинистих матеріалів, в т.ч. бентоніту) може значно здешевити процес.

Бентоніти – один з видів природних алюмосилікатів, які містять також іони кальцію, магнію, заліза, амонію та лужних металів. Після хімічного модифікування ці сорбенти застосовують у багатьох виробничих процессах - у водоочистці, в харчових технологіях, медицині тощо [3].

Враховуючи той факт, що у рівноважному сорбаті передбачається присутність значної кількості власних амоній-іонів бентоніту, було прийнято рішення попередньо очистити (модифікувати) зразки сорбенту комбінованим способом: промивкою його водою одночасно з дією НВЧ ЕМВ. Дія мікрохвиль, як відомо, призводить до нагрівання води, тому така промивка може вважатись також і гідротермальною.

Для цього наважки бентоніту 0,2…2,0 г у скляних колбах було залито 30 мл дистильованої води та піддано дії НВЧ ЕМВ середньої потужності протягом 60 с. Більш тривале опромінення

призводило до закипання суміші, а менш тривале, очевидно, буде недостатнім для отримання помітного ефекту. Детальніше процес підготовки сорбенту описано у попередніх роботах авторів [4 та ін.].

Оскільки в результаті сумісної дії промивної води та НВЧ ЕМВ передбачається звільнення мікропор сорбенту від власних домішок природного походження (а можливо – і утворення нових мікропор), то такий процес можна вважати і модифікацією, і активацією, і регенерацією, і очисткою від природних забруднень. Загалом, ми пропонуємо вживати термін «стимуляція».

Після відстоювання залишки промивної води обережно знімали з сорбенту за допомогою вакуумної помпи. Потім у колби заливали проби стічних вод (без попереднього розбавлення чистою водою) і виконували загальний процес сорбційної очистки – перемішування та відстоювання, відбір аліквот, хімічний аналіз тощо.

Числові значення сорбції азотовмісних іонів підготовленим (опроміненим НВЧ ЕМВ) сорбентом розраховували за різницею концентрацій цих іонів у нативних пробах згаданих вище стічних вод та після очистки їх описаним вище «стимульованим» бентонітом.

У порівнянні з даними авторів [5], які вивчали сорбцію іонів амонію та інших іонів на нативному (необробленому) бентоніті, отримані нами результати вказують на значне посилення сорбційних властивостей бентоніту після опромінення його НВЧ ЕМВ у комбінації з гідротермальною промивкою.

Зокрема, сорбція нітрит- та нітрат-іонів у цих умовах відбувається за класичними схемами - концентрація цих іонів плавно зменшується із збільшенням кількості сорбенту на певний об’єм проби і швидко досягає рівноважного значення.

Сорбція іонів амонію в таких умовах відбувається не за класичною схемою, а під впливом власних іонів NH_4^+, які

присутні у нативному зразку бентоніту. При малих кількостях сорбенту (до 0,5 г на 200 мл проби стічної води) адсорбція відбувається досить активно (вміст NH_4^+ спадає); потім наступає стан рівноваги «розчин-сорбент» (вміст амоній-іонів практично не змінюється), а при великих кількостях сорбенту (більше 1,0 г на 200 мл проби) переважає вивільнення іонів NH_4^+ з мікропор бентоніту.

Висновки

1. Фотометричним методом визначено вміст азотистих іонів (амоній-, нітрит- та нітрат-іонів) у 12-и пробах стічних вод об'єктів інфраструктури ЛДУ БЖД. Вміст вищезгаданих іонів у переважній більшості досліджених проб знаходиться у допустимих межах.
2. Мають місце сезонні коливання вмісту згаданих іонів у стічних водах, причиною чого є коливання температури і, відповідно, різна швидкість окиснення амоній-іонів у нітрити та нітрати.
3. Для уникнення екологічної небезпеки для довкілля, варто проводити очистку стічних вод навчальних закладів та аналогічних установ перед скиданням у міську каналізаційну мережу за допомогою природних глинистих сорбентів (наприклад, бентоніту).
4. Попереднє опромінення бентоніту НВЧ ЕМВ у поєднанні з промивкою чистою водою може бути перспективним методом підвищення ефективності сорбційної очистки стічних вод від азотовмісних іонів.

Список використаної літератури

1. Хільчевський В.К. Водопостачання і водовідведення: гідроекологічні аспекти / Хільчевський В.К.- К.: ВПЦ "Київський університет", 1999. - 319 с.
2. Дмитриев М.Т. Санитарно-химический анализ загрязняющих веществ в окружающей среде. Справочник / М.Т.

Дмитриев, Н.И. Казнина, И.А. Пинигина - М: Химия, 1989. – 348 с.

3. Дистанов У.Г. Природные сорбенты СССР / У.Г. Дистанов, А.С. Михайлов, Т.П. Конюхова и др. – М.: Недра, 1990. – 208 с.

4. Концур А.З., Сиса Л.В. Сорбція біогенних аніонів на бентоніті, стимульованому надвисокочастотним електромагнітним випромінюванням // Вісник ЛДУ БЖД. – Львів, 2016. - № 13. – С. 87-92.

5. Петрова М.А. Адсорбційно- бар'єрні властивості бентоніту Язівського родовища як матеріалу протифільтраційних екранів / М.А. Петрова, М.О. Постнікова, К.В. Степова - Восточно-Европейский журнал передовых технологий. - 2014. – С. 36-41.

УДК 550.43

В.М. СМИРНОВ[1], С.М. СМИРНОВА[2], К.В. АДРУГ[1]
[1]Чорноморський національний університет імені Петра Могили, м. Миколаїв, Україна
[2]Миколаївський національний університет імені В.О. Сухомлинського, м. Миколаїв, Україна

ВАЖКІ МЕТАЛИ У ДОННИХ ВІДКЛАДАХ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ

У роботі на основі власних експериментальних даних визначений вміст Zn, Pb, Cu, Fe, Mn, Ni в донних відкладах р. Південний Буг на ділянці м. Миколаїв – м. Нова Одеса. Виявлені зони депонування забруднювачів у донних відкладах, що є основою для розробки практичних рекомендацій по локалізації екологічних ризиків.

Ключові слова: *донні відклади, важкі метали, сумований коефіцієнт забруднення*

Актуальність дослідження. Важкі метали є пріоритетними забруднювачами водних об'єктів, та привертають до себе увагу вчених усього світу. Донні відклади виступають як один із найважливіших абіотичних компонентів гідроекосистеми та здатні накопичувати важкі метали. Необхідність їх контролювання у донних відкладах обумовлена здатністю виступати джерелом вторинного забруднення товщі води та призводити до зміни гідрогеохімічних показників водного середовища у наслідок зміни їх міграційної активності. Динаміка рівнів варіювання важких металів обумовлена внутрішньоводним кругообігом речовин і енергії та визначає умови існування донних організмів – бентосу [1,2]. Загалом небезпека їх для гідробіонтів полягає у здатності чинити токсичний, мутагенний та канцерогенний вплив.

Донні відклади річки Південний Буг несуть значне техногенне навантаження внаслідок зарегульованості стоку - у басейні річки створено 197 водосховищ та майже 7 тисяч ставків, сумарний обсяг яких наближається до 1,5 км^3 [3,4]. Вона значно протяжна в межах території України - довжина річки становить 806 км (бере початок на Волино-Подільській височині поблизу с. Холодець Хмельницької області і впадає в Дніпро-Бузький лиман Чорного моря). Басейн річки охоплюють близька 10,6% території України та формує міграційні потоки важких металів в межах магістральних каналів 6582 малих річок.

Постановка завдання полягає у досліджені рівнів забруднення донних відкладів важкими металами р. Південний Буг на ділянці м. Миколаїв - м. Нова-Одеса.

Матеріали та методика дослідження. Основою для аналітичних і експериментальних робіт є матеріали опробування донних відкладів, отримані авторами протягом липня 2016 р. Проби відбиралися поблизу наступних сіл: с. Варварівка (Турбаза), с. Надбузьке, с. Кир´яківка, с. Константинівка, с. Гур´ївка, с. Ольшанське, с. Трихати, с. Ковалівка. Важкі метали (Zn, Pb, Cu, Ni, Mn, Fe) в донних відкладах річки Південний Буг визначали методом атомної абсорбційної спектрометрії на ААС-115М1 [5].

Результати дослідження. Вміст важких металів в донних відкладах р Південний Буг знаходиться в широкому діапазоні (рис. 1).

Метали I класу небезпеки

Плюмбум визначений в межах 3,5-9,6 мг/кг при середньому значені 4,5 мг/кг (рис. 1а). На ділянці ріки с. Ковалівка - с. Ольшанське вміст плюмбуму визначений у концентрації 5,2-5,7 мг/кг, що, можливо, є наслідком скиду стічних вод комунального підприємства «Прибузьке» м. Нової Одеси та підприємства ПАО «Возко», що займається виготовленням шкіряних виробів [4].

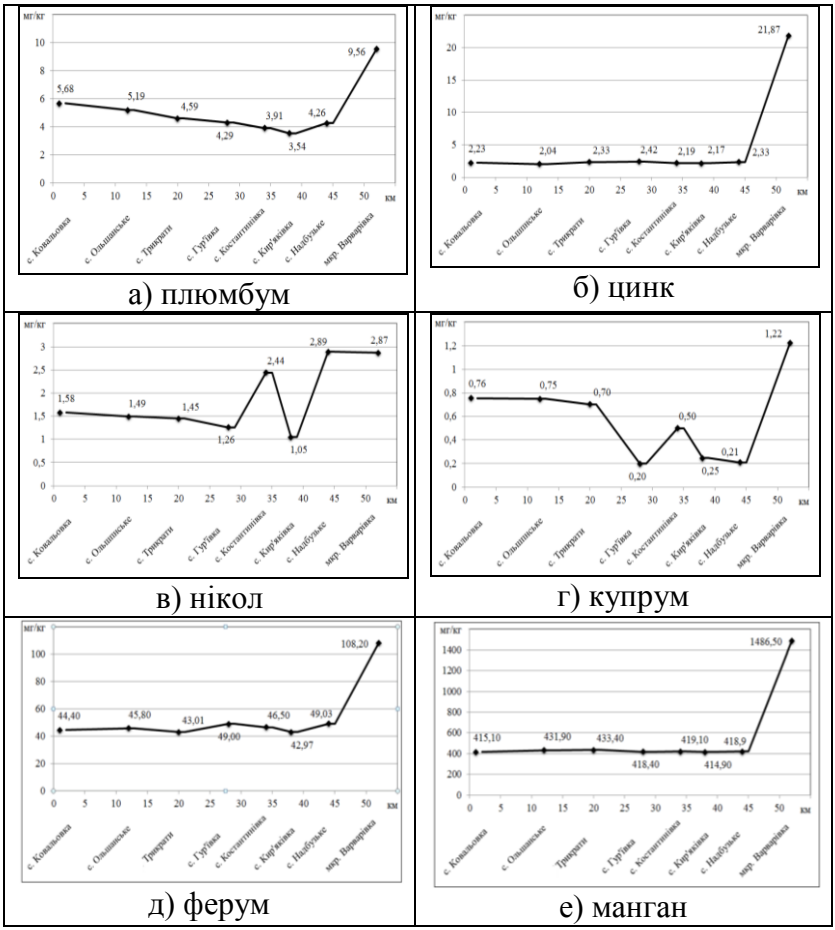


Рис. 1. Вміст важких металів у донних відкладах р. Південний Буг

Максимальний сплеск концентрації елемента до 9,6 мг/кг визначений поблизу мкр. Варварівка, що можливо слід пояснити наявністю в донних відкладах гальванічних відходів, як результат техногенного навантаження Суднобудівного підприємства «імені 61 комунара».

Цинк визначений в межах 2,0-21,9 мг/кг при середньому значені 4,7 мг/кг (рис. 1б). з На ділянці р. Південний Буг від м. Нова Одеса до с. Надбузьке концентрація іонів цинку в донних відкладах є майже не змінною, і коливається в межах від 2,04 мг/кг (с. Трихати) до 2,42 мг/кг (с. Гур´ївка). Мінімальна концентрація визначена в районі с. Кир'яківка та складає 2,04 мг/кг. Але поблизу мкр. Варварівка його вміст підвищується більш ніж в 10 разів, і складає 21,8 мг/кг. Можливо це локальне підвищення вмісту Zn в донних відкладеннях також пов'язано з надходженням важких металів зі стічними стоками Суднобудівного підприємства «імені 61 комунара».

Метали II класу небезпеки

Нікол визначений в межах 1,0-2,9 мг/кг при середньому значені 1,9 мг/кг (рис. 1в). Вмісту іонів ніколу в донних відкладах р. Південний Буг варіює за течією від м. Нова Одеса (1,6 мг/кг) до с. Гур'ївка (1,3 мг/кг). Мінімальне значенням (1,05 мг/кг) визначено поблизу с. Кір´яківка, максимальне (2,89 мг/кг) - поблизу с. Надбузьке. У нижній частині гирла річки Південний Буг спостерігається збільшення вмісту Ni в донних відкладах майже в 2 рази. Так поблизу с. Надбузьке та мкр. Варварівка концентрація нікола в донних відкладах збільшилась до 2,9 мг/кг, що можливо пов'язано з надходженням важких металів зі стічними стоками Суднобудівного підприємства «імені 61 комунара».

Купрум варіює в межах 0,2-1,2 мг/кг при середньому значені 0,6мг/кг (рис. 1г). За вмістом іонів купруму в донних відкладах у р. Південний Буг спостерігається наступна тенденція: від с. Ковальовка, де концентрація склала 0,8 мг/кг, відбувається поступове зниження концентрації купруму до с. Гуріївка, де концентрація склала 0,2 мг/кг. Але поблизу мкр. Варварівка спостерігається раптове підвищення вмісту купруму у 6 разів, що можливо слід пояснити впливом на водний об'єкт гальванічних стоків, як результат техногенного

навантаження Суднобудівного підприємства «імені 61 комунара».

Метали III класу небезпеки.

Ферум визначений в донних відкладах в межах 43-108,2 мг/кг при середньому значені 53,6 мг/кг (рис. 1д). Від с. Ковалівка до с. Надбузьке концентрація феруму варіює у межах 44,4 – 49,0 мг/кг. В нижній частині гирла річки Південний Буг (поблизу мкр. Варварівка) спостерігається різке збільшення вмісту іонів ферума в донних відкладах, до 108,2 мг/кг, що можливо пов´язано з надходженням важких металів зі стічними промисловими водами від судобудівної промисловості м. Миколаєва.

Манган визначений в донних відкладах в межах 415-1486,5 мг/кг при середньому значені 554,8 мг/кг (рис. 1е). Спостерігається підвищення концентрації мангану на ділянці с. Ольшанське - с. Трикрати до 433,4 мг/кг. Можливо, цей факт зумовлений скиданням недостатньо очищених стічних вод від ВАТ «Югцемент», оскільки для отримання цементного клінкеру використовують сировинну суміш, що містить 2-4% Fe_2O_3 [6,7]. Поблизу мкр. Варварівка зафіксоване перевищення середньостатистичного показника більше, як в два рази. Концентрація мангану сягає 1486,5 мг/кг.

Сумований коефіцієнт забруднення донних відкладів р. Південний Буг визначали у відповідності до критеріїв екологічної безпеки. Показник Z_c варіює в межах 2-4, але менше 10, що свідчить про «допустимий» рівень забруднення донних відкладів. Поблизу мкр. Варварівка рівень забруднення донних відкладів відноситься до «помірно небезпечної» категорії (напружена екологічна ситуація): сумований показник забруднення складає 21,84.

Висновки

1. За критеріями екологічної безпеки рівень забруднення донних відкладів р. Південний Буг відноситься до «допустимої» категорії забруднення.

2. Донні відклади р. Південний Буг несуть значне техногенне навантаження поблизу мкр. Варварівка, де формується техногенна аномалія важких металів, що визначена у ряду зменшення, мг/кг: Mn(1487) > Fe(108) > Zn (22) > Pb(10) > Ni,(3) >Cu(1,2).

3. Отримані практичні результати дослідження дозволяють розробити практичні науково-обґрунтовані рішення з метою впровадження системи моніторингу донних відкладів та оптимізації заходів щодо поліпшення екологічної ситуації р. Південний Біг.

Список використанної літератури

1. Альохіна Т.М. Вміст важких металів у воді та донних відкладах річки Інгулець / Т.М. Альохіна, А.О. Бобко, І.М. Малахов // Гидробиологический журнал. – 2008. – т. 44, № 3. – С. 114-120.

2. Линник П.Н. Донні відкладення водойм як потенційне джерело вторинного забруднення водного середовища сполуками важких металів / П.М. Линник // Гідробіологічний журнал. - 1999. - Т. 35, № 2. - С. 97-109.

3. Водні ресурси та якість річкових вод басейну Південного Бугу / В. К. Хільчевський, О.В. Чунарьов, М.І. Ромась та ін. — К.: Ніка-центр, 2009. — 184с.

4. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2014 році. – К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Грінь Д.С. – 2016. – 350 с.

5. Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений валового содержания меди, кадмия, цинка, свинца, никеля, марганца, кадмия и хрома в почвах, донных отложениях, осадках сточных вод и отходах методом пламенной атомно-абсорбционной спектрометрии: ПНДФ 16.1 : 2.2 : 2.3 : 3.36-02 Утвержден 06.08.2002.

6. Будівельні матеріали (матеріалознавство і технологія): навчальний посібник / В.Г. Микульський, Г.І. Горчаков, В.В. Козлов, В.М. Купріянов. - М.: Изд-во АСВ, 2002.

7. Андреева Н.А. Химия цемента и в'яжучих веществ: учеб. Пособие / Н.А. Андреева; СПбГАСУ. – СПб., 2011. – 67 с.

УДК 332.146

А.В. СЕРГІЄНКО
Східноукраїнський національний університет
імені Володимира Даля

КОМПЛЕКСНО-ІНДЕКСНИЙ ПІДХІД У СИСТЕМІ ЕКОЛОГІЧНОГО ТА СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНОГО МОНІТОРИНГУ РОЗВИТКУ РЕГІОНУ

Обґрунтовано необхідність розробки та практичної реалізації комплексно-індексного підходу для моніторингу економічного, екологічного та соціального розвитку регіонів України, який може бути здійснений з використанням доступних статистичних джерел та адаптований до будь-якого регіону України. Досліджено публікації українських та іноземних учених з питань формування індексів та індикаторів для регіонів. Проаналізовано стан економіки України у розрізі трьох складових: економічної, екологічної та соціальної. Визначено схему формування індексів у рамках комплексно-індексного підходу: економічного, екологічного або соціального. Розраховано значення економічного, екологічного та соціального індексів для регіонів. Зроблено висновки щодо подальшого використання комплексно-індексного підходу для розрахунку значення індексу сталого розвитку, для моделювання регіонального розвитку та для прийняття рішень щодо визначення його напрямків.

Ключові слова: *комплексно-індексний підхід, регіон, складові економіки, система моніторингу і розвитку.*

Стан регіону тісно пов'язаний із впливом виробництва на навколишнє середовище, оскільки створення нових і розширення існуючих виробництв веде до позитивних економічних і соціальних результатів, але має і негативні

наслідки, зокрема погіршення екологічної обстановки. На сьогоднішній день поступово вичерпується наявна ресурсно-екологічна ніша і очевидно, що зростання економіки регіону, яке відбувається без урахування екологічних чинників, не може бути сталим і тривким у довгостроковій перспективі. Кращі результати у забезпеченні сталості зростання досягаються завдяки поєднанню економічної та екологічної ефективності з соціальною результативністю, тобто вона залежить від соціальних, демографічних, культурних, політичних та екологічних факторів. Відсутність належного зв'язку між цими факторами не дозволяє використати потенціал регіону та гальмує його розвиток.

Безсумнівно є актуальною проблема формування комплексно-індексного підходу для моніторингу регіонального розвитку, і чисельні публікації вітчизняних та іноземних учених за останні роки це підтверджують. Незважаючи на існуючу велику кількість методик щодо формування економічного, екологічного та соціального індексів, їх об'єднує "ступеневий" принцип формування, коли з великої кількості первинних ознак формується єдиний інтегральний показник.

Проблеми формування та використання індексів для регіонів, зокрема питання коректної нормалізації та агрегації даних, а також створення відповідної вагової системи для забезпечення порівнянності регіонів розглянуто в [12]. Кількісна та якісна інтерпретація складених індексів та індикаторів, а також створення моделей з їх використанням висвітлено в [8-10, 11, 13]. У [14] здійснено формування екологічних індикаторів та запропоновано моделі для оцінки навколишнього середовища. Щодо українських дослідників, то тут можна зазначити наступне. Проблеми сталого розвитку регіонів з використанням економічного, екологічного та соціального індексів досліджено в [4, 5]. У [1, 3, 7] запропоновано методику та проведено оцінювання соціально-економічного розвитку регіонів за допомогою економічних та соціальних індексів. Питання

формування та розширення системи індексів та індикаторів, що характеризують екологічний розвиток регіону, вивчено в [2, 6].

Попередній аналіз економічного, екологічного та соціального стану України дозволив виділити основні показники, за якими надалі будуть формуватися економічні, екологічні та соціальні індекси для оцінки та порівняння стану регіонів України. Схема формування індексів зазначена на рис. 1.

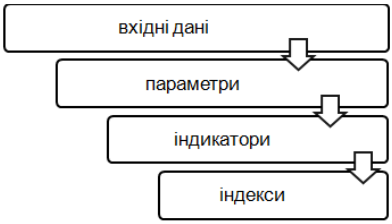


Рис. 1. Схема формування індексів: економічного, екологічного або соціального

Вхідні дані для розрахунків були отримані у Державній службі статистики у м. Києві. Щоб мати можливість порівнювати різні регіони між собою, вхідні дані було приведено до розрахунку на одну особу постійного населення. Всього використовується 853 найменування вхідних даних, з яких 405 характеризують економічний індекс, 66 – екологічний, 382 – соціальний. До того ж, всі вхідні дані мають різні одиниці вимірювання, тому була проведена їх стандартизація за принципом "максимум 1", коли значення вхідних даних діляться на їх максимум. Після стандартизації значень вхідних даних інтегральні показники обчислюються як сума своїх стандартизованих складових, помножених на певні вагові коефіцієнти. Вагові коефіцієнти розраховуються для вхідних даних, інтегральне значення яких визначає значення параметрів, потім – для індикаторів, інтегральне значення яких визначає значення індексів.

Таблиця 1. Значення економічних індексів для регіонів України (вибірково)

Регіон	Рік							
	2000	2002	2004	2006	2008	2010	2012	2014
Дніпропетровська	0,4	0,403	0,42	0,429	0,403	0,411	0,417	0,424
Донецька	0,388	0,382	0,391	0,39	0,376	0,388	0,388	0,297
Львівська	0,332	0,343	0,336	0,338	0,339	0,349	0,339	0,35
Одеська	0,372	0,396	0,394	0,401	0,373	0,384	0,371	0,37
Харківська	0,416	0,434	0,412	0,414	0,406	0,42	0,426	0,428
Київ	0,529	0,558	0,631	0,664	0,653	0,621	0,617	0,617

Таблиця 2. Значення екологічних індексів для регіонів України (вибірково)

Регіон	Рік							
	2000	2002	2004	2006	2008	2010	2012	2014
Дніпропетровська	0,365	0,413	0,369	0,377	0,402	0,379	0,446	0,416
Донецька	0,387	0,367	0,284	0,363	0,344	0,396	0,408	0,44
Львівська	0,5	0,511	0,501	0,48	0,49	0,482	0,433	0,469
Одеська	0,478	0,484	0,474	0,481	0,463	0,504	0,454	0,471
Харківська	0,473	0,496	0,498	0,483	0,454	0,477	0,474	0,466
Київ	0,469	0,491	0,448	0,461	0,454	0,477	0,435	0,441

Таблиця 3. Значення соціальних індексів для регіонів України (вибірково)

Регіон	Рік							
	2000	2002	2004	2006	2008	2010	2012	2014
Дніпропетровська	0,478	0,474	0,474	0,488	0,475	0,472	0,453	0,475
Донецька	0,505	0,482	0,467	0,467	0,469	0,462	0,457	0,492
Львівська	0,557	0,566	0,569	0,574	0,574	0,566	0,566	0,593
Одеська	0,48	0,474	0,472	0,486	0,487	0,499	0,494	0,525
Харківська	0,516	0,51	0,503	0,503	0,5	0,507	0,504	0,519
Київ	0,573	0,546	0,552	0,561	0,567	0,568	0,548	0,565

Проведений аналіз динаміки економічних, екологічних та соціальних показників розвитку регіонів України показав, що він характеризується кризовими явищами, які є наслідками світової економічної кризи 2008 р., внутрішньодержавної економічної та політичної кризи 2013-2015 рр., а також складної соціальної ситуації в Україні.

Аналіз літературних джерел виявив актуальність проблеми формування комплексного індексного підходу для моніторингу економічного, екологічного та соціального розвитку регіонів України, яка була успішно вирішена. Було запропоновано методику формування економічного, екологічного та соціального індексів, що може бути реалізована з використанням доступної статистики та використана для будь-якого регіону України. Комплексно-індексний підхід є основою для розрахунку індексу сталого розвитку, який є узагальненим показником оцінки стану регіону, а також він може бути використаний при моделюванні регіонального розвитку та для прийняття рішень щодо визначення його напрямків.

Список використаних джерел

1. Балакірєва О. М. Динаміка соціально-економічного самопочуття та рівня життя населення / О. М. Балакірєва, Ю. В. Середа. // Український соціум. – 2015. – №3. – С. 125-145.

2. Боронос В. Г. Методичні підходи щодо оцінки рівня безпеки регіону шляхом розширення системи екологічних індикаторів / В. Г. Боронос, Л. В. Довга. // Науковий вісник Чернігівського державного інституту економіки і управління. Сер. Економіка. – 2014. – №4. – С 52-59.

3. Вещипан О. О. Діагностика економічного розвитку регіонів на основі системи випереджальних індикаторів / О. О. Вещипан, О. Ю. Полякова. // Проблеми економіки. – 2014. – №4. – С. 220–228.

4. Жулавський А. Ю. Системний підхід щодо формування еколого-орієнтованого управління адміністративною територією

/ А. Ю. Жулавський, О. О. Павленко, Ю. Т. Алібекова. // Вісник Сумського державного університету. Серія Економіка. – 2012. – №4. – С. 12–20.

5. Мних О. Б. Дослідження проблем розвитку екологічно-орієнтованої економіки (на прикладі промислових підприємств Львівської області) / О. Б. Мних, Ю. Р. Сокіл. // Вісник Національного університету "Львівська політехніка". – 2014. – №790. – С. 97–107.

6. Рибальченко С. М. Науково-методичні основи формування стратегії регіонального розвитку з урахуванням екологічних чинників / С. М. Рибальченко. // Вісник Сумського державного університету. Серія Економіка. – 2010. – №2. – С. 24–33.

7. Сухоруков А. І. Моделювання та прогнозування соціально-економічного розвитку регіонів України: монографія / А. І. Сухоруков, Ю. М. Харазішвілі; Національний інститут стратегічних досліджень. – К.: НІСД, 2012. – 365 с.

8. An exercise in composite indicators construction: Assessing the sustainability of Italian regions / M. Floridi, S. Pagni, S. Falorni, T. Luzzati. // Ecological Economics. – 2011. – No 70. – P. 1440–1447.

9. Chervinski A. Ecological Evaluation of Economic Evaluation of Environmental Quality / A. Chervinski. // Procedia Economics and Finance. – 2014. – No 8. – P. 150–156.

10. Cornescu V. Considerations Regarding the Role of Indicators Used in the Analysis and Assessment of Sustainable Development in the E.U / V. Cornescu, R. Adam. // Procedia Economics and Finance. – 2014. – No 8. – P. 10–16.

11. Hatefi S. A common weight MCDA–DEA approach to construct composite indicators / S. Hatefi, S. Torabi. // Ecological Economics. – 2010. – No 70. – P. 114–120.

12. Luzzati T. A non-simplistic approach to composite indicators and rankings: an illustration by comparing the

sustainability of the EU Countries / T. Luzzati, G. Gucciardi. // Ecological Economics. – 2015. – No 113. – P. 25-38.

13. Martinet V. A characterization of sustainability with indicators / V. Martinet. // Journal of Environmental Economics and Management. – 2011. – No 61. – P. 183–197.

14. Pezzey J. Towards a more inclusive and precautionary indicator of global sustainability / J. Pezzey, P. Burke. // Ecological Economics. – 2014. – No 106. – P. 141–154.

УДК 621.357

Ю.К.Гапон[1], асп. **Т.О. Ненастіна**[2], канд. тех. наук, доц.,
М.Д. Сахненко[1], докт. тех. наук, проф.,
М.В. Ведь[1], докт. тех. наук, проф.
[1]*Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»*
[2]*Харківський національний автомобільно-дорожній університет*

КІНЕТИКА ЕЛЕКТРОХІМІЧНОГО ВІДНОВЛЕННЯ КОБАЛЬТУ ТА ТУГОПЛАВКИХ МЕТАЛІВ З ЦИТРАТНИХ ЕЛЕКТРОЛІТІВ

Методом лінійної вольтамперометрії досліджено електрохімічну поведінку цитратних комплексів кобальту в присутності молібдат- та вольфрамат-іонів. Визначено вплив концентрації легуючих компонентів на кінетичні параметри окисно-відновних реакцій за участю цитратних комплексів. Встановлено, що співосадження кобальту та вольфраму і молібдену в сплав можна проводити з нетоксичного електроліту при контролюванні співвідношення концентрацій сплавотвірних компонентів і лігандів.

Ключові слова: *лінійна вольтамперометрія, кінетика, сплави кобальту, цітрат-іон, нетоксичний електроліт*

В даний час різко загострилися проблеми, безпосередньо пов'язані з хімічним забрудненням біосфери, що нерідко призводить не тільки до гострих токсиколого-екологічних ситуацій, а і до хронічних інтоксикацій і погіршення основних медико-демографічних показників стану здоров'я населення. До найбільш небезпечних екотоксикантів, як відомо, відносяться перш за все важкі метали, особливості циркуляції яких в навколишньому середовищі визначаються їх стійкістю, біологічною доступністю і ймовірністю викликати негативні

ефекти в дуже малих концентраціях. У зазначеному аспекті хрому і його сполукам, які тривалий час циркулюють в навколишньому середовищі, належить особлива роль [1].

Електролітичне хромування – один з найбільш старих і добре вивчених методів отримання покриття. Хромовані покриття володіють скроню захисними і міцність характеристиками. Завдяки своїм фізико-механічними властивостями і достатньою дешевизною еони находять широке застосування в приладо-, автомобіле- та машинобудуванні і т.д. Для хромування, як правило, застосовують електроліти на основі сполук шестивалентного хрому. Дані електроліти, на жаль, мають низьку розсіюють здатність і недостатню ефективність використання електроенергії, внаслідок низького виходу за струмом, а також високу токсичність та канцерогенність.

В наш час значну увагу науковців привертають сплави кобальту, підвищення функціональних властивостей яких досягається легуванням тугоплавкими металами, зокрема, вольфрамом і молібденом.

Залежно від співвідношення компонентів властивості таких сплавів можуть значною мірою змінюватися: сплави з високим вмістом кобальту проявляють магнітні властивості і можуть бути використані в пристроях запису і зберігання інформації, сплави з високим вмістом молібдену і вольфраму мають високу твердість, хімічну та корозійну стійкість, їх можна використовувати для підвищення зносостійкості деталей машин, що працюють в агресивних середовищах і високих температурах [2]. Значний вплив на стабільність електроліту, якість покриттів, морфологію поверхні та вихід за струмом надає вибір лігандів і їх співвідношення в електроліті [3].

Для обґрунтування раціонального складу електролітів та режимів електролізу необхідно провести дослідження кінетики та встановити закономірності сумісного розряду металів у сплав.

У даній роботі наведено аналіз результатів поляризаційних вимірювань процесів відновлення кобальту, молібдену та вольфраму з цитратних розчинів. Для приготування електролітів використовували реактиви марки «хч» та «чда». Для встановлення механізму відновлення комплексів використовували методи лінійної вольтамперометрії. Поляризаційні дослідження проводили в трьохелектродній герметичній комірці за допомогою потенціостата ПИ-50-1.1, програматора ПР-8 та двохкоординатного реєстратора ПДА-1. Відповідні ділянки поляризаційних залежностей були перебудовані в координатах $j_п/\sqrt{s}$ – s та $j_п$ – $\sqrt{s}$. Також були розраховані кінетичні параметри, на основі яких зроблено висновок про природу лімітуючої стадії та механізм перебігу реакцій відновлення компонентів в сплав.

Катодні вольтамперограми, одержані на сталевому електроді в фоновому розчині при сталих концентраціях 1М Na_2SO_4, 0,01 М Cit та 0,01 М $CoSO_4$ показують, що при додаванні вольфрамат- та молібдат-іонів стаціонарний потенціал і потенціал напівпіку зсуваються у бік електропозитивних значень. Систему Co^{2+}–Cit в присутності фонового розчину 1М Na_2SO_4 ретельно вивчено і виходячи з встановлених кінетичних характеристик зроблено висновок , що лімітуючою стадією процесу відновлення кобальту з цитратних комплексів є приєднання 2-х електронів до Co^{2+}, а дисоціація комплексних іонів відбувається оборотно. Підтвердженням цього є розрахований з концентраційних залежностей при постійному значенні потенціалу порядок реакції по цитрат-іонам ($p_{(cit)}$=0) [2, 3].

Для системи Co^{2+}–Cit–WO_4^{2-} при зміні концентрації вольфраматів, піки знаходяться в діапазоні потенціалів (-0,7 – -1,0 В) майже при однакових значеннях густин струму (рис. 1.).

На поляризаційних залежностях для системи Co^{2+}–Cit–MoO_4^{2-} при 0,002 М Na_2MoO_4 спостерігається плато, як і для

Co^{2+}–Cit, а при збільшенні концентрації молібдатів з'являється яскраво виражений пік при потенціалах -0,7 – - 0,85 В.

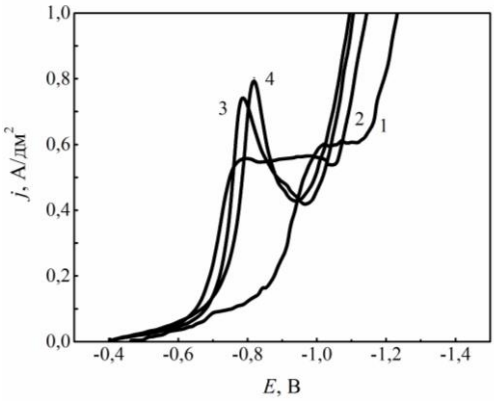


Рис. 1. – Катодні поляризаційні залежності на сталевому електроді в електролітах на основі 1М Na_2SO_4, 0,01 М Cit та 0,01 М $CoSO_4$ (1) при додаванні Na_2WO_4 : 0,002 М (2), 0,005 М (3), 0,01 М (4), t = 20 ˚С, s = 10 мВ/с.

Катодні поляризаційні залежності відновлення кобальту з вольфрамом/молібденом в сплав в присутності цітрат-іонів характеризуються наявністю одного піку в дослідженому інтервалі потенціалів. Зсув потенціалу $E_п$ системи Co^{2+}–Cit–MoO_4^{2-} (WO_4^{2-}) в позитивний бік по відношенню до потенціалу піку бікомпонентної системи Co^{2+}–Cit вказує на те, що відновлення металів є спряженим процесом і відбувається з гетероядерного комплексу $[CoCitMo(W)O_4]^{3-}$.

Підтвердженням цього є зростання густини струму піку з ростом концентрації молібдат- /вольфрамат-іонів, що супроводжується зсувом потенціалів піку та напівпіку в позитивному напрямку.

Хід залежностей j_p – √s (рис. 2) та $j_p/\sqrt{s}$ – s при додаванні різних концентрацій Na_2WO_4 та Na_2MoO_4 свідчать про наявність попередньої хімічної стадії та адсорбційні процеси.

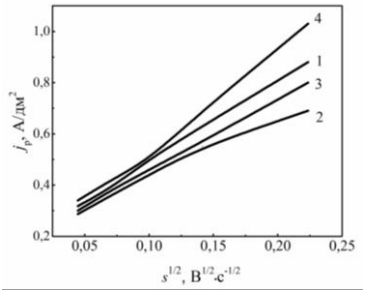


Рис. 2. – Залежність катодної густини струму піку від швидкості розгортання потенціалу в розчині 0,01 М Cit, 0,01 М $CoSO_4$ (1) на фоні 1М Na_2SO_4 при варіюванні концентрації Na_2WO_4, моль/дм^3 : 0,002(2), 0,005 (3), 0,01 (4)

Характеристичні кінетичні критерії реакції відновлення кобальту та молібдену/вольфраму з цитратних комплексів змінюються зі збільшенням концентрації молібдену/вольфраму (табл. 1), що також вказує на гальмування стадії розряду. Густина струму піку в діапазоні низьких концентрацій не залежить від концентрації, що також вказує на адсорбцією реагенту.

Таблиця 1. Кінетичні параметри відновлення кобальту та молібдену (вольфраму) за присутності 0,01 М Cit на фоні 1М Na_2SO_4 (s = 10 мВ/с)

Склад електроліту	j_p, А/дм^2	Потенціали, В		X_S	αz	X_L
		$E_п$	$E_{п/2}$			
$CoSO_4$ – 0,01	0,5	-0,97	-0,91	0,65	0,79	1
$CoSO_4$ – 0,01 М $Na_2Mo(W)O_4$ – 0,002М	0,44 (0,41)	-0,91 (-0,78)	-0,8 (-0,72)	0,67 (0,69)	0,43 (0,79)	1
$CoSO_4$ – 0,01 М $Na_2Mo(W)O_4$ – 0,005М	0,46 (0,6)	-0,89 (-0,79)	-0,79 (-0,74)	0,66 (0,61)	0,47 (0,94)	1
$CoSO_4$ – 0,01 М $Na_2Mo(W)O_4$ – 0,01М	0,5 (0,67)	-0,87 (-0,84)	-0,78	0,65 (0,58)	0,53 (0,79)	1

Таким чином, на підставі аналізу сукупності одержаних характеристичних параметрів (стаціонарний потенціал $E_{стац.}$, потенціали піків струму $E_п$ та потенціали напівпіків $E_{п/2}$, струм піку $j_р$, критерій Семерано X_s та ефективне число електронів αz), як і характер кінетичних залежностей струмів піків, свідчать про гальмування процесу на стадіях перенесення заряду, попередньої та наступної хімічної реакції, які ускладнені адсорбцією реагенту.

Отримані результати послужили підставою для вибору природи і складу компонентів електроліту, а також режимів електролізу для осадження сплаву.

Список використаної літератури:

1. Мамырбаев А.А. Токсикология хрома и его соединений Актобе.- 2012.–284 с.

2. Кузнецов В.В., Пшеничкина Т.В. Кинетика катодных реакций при осаждении сплава кобальт-молибден // Электрохимия.– 2010.– Т. 46, №4.– С. 423–432.

3. Савченко В. О. Особенности кинетики сплавообразования металлов подгруппы железа / В.О. Савченко, Т.О. Ненастіна, М.В. Ведь и др. // Вісник НТУ "ХПІ". – Харків: НТУ "ХПІ", 2008. – № 32. – С. 143–147.

УДК 628.477

Д.А. МОЩЬ, А.И. КУТНЯШЕНКО,
И.В.КУТНЯШЕНКО
ДВНЗ «Донецкий Национальный Технический Университет»

РАСПАД ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ И ОБРАЗОВАНИЕ ДИСПЕРСНОЙ ФРАКЦИИ

В статье рассмотрены особенности распада складированных на свалках твердых бытовых отходов в зависимости от их морфологического состава, а также образование дисперсной фракции отходов. Дисперсная фракция несортированных твердых бытовых отходов, образуемая в результате биохимического распада, представляет серьезную экологическую опасность в составе существующих свалок и с трудом поддается переработке. Изучение особенностей образования дисперсной фракции отходов позволит обеспечить эффективную и экологически рациональную переработку и снизить негативное влияние складированных отходов на окружающую среду.

Ключевые слова: *твердые бытовые отходы, биохимический распад, дисперсная фракция, переработка, предварительная подготовка.*

В Украине ежегодно складируется более 15 млн.т. твердых бытовых отходов (ТБО), из которых утилизируется менее 10% и уже накоплено более двух млрд.т.. Кроме специально предназначенных и оборудованных полигонов, в населенных пунктах стихийно образуются места несанкционированного складирования несортированных ТБО. Площадь территорий, занимающих складированы бытовые отходы, занимает более двух процентов всего государства, а в районах мегаполисов - более семи процентов прилегающих территорий находится под толщей

мусора. Растущие масштабы проблемы указывают на необходимость промышленной переработки складируемых ТБО. Большинство известных решений ориентированы на раздельный сбор мусора, выделения ценных компонентов, уменьшение производства отходов в целом и внедрение безотходных технологий. При этом остается открытой проблема уменьшения территорий существующих свалок, сформированных в условиях нераздельного сбора мусора и являются источником опасных химических веществ, вредных бактерий и вирусов опасных заболеваний.

Из-за нераздельного накопления на свалках органическая часть ТБО склонна к неконтролируемому биохимическому распаду. Это приводит к уменьшению размера отходов и образования мелких частиц (размером до 5 мм), затрудняющих переработку обычно используемыми методами. Среди мелких отходов (отсева) наибольшую экологическую опасность и сложности переработки вызывают мельчайшие частицы отходов размером до 1 мм - дисперсная фракция ТБО. Наибольшее содержание такой дисперсной фракции наблюдается в старых свалках, которые формировались на протяжении нескольких десятилетий (содержание дисперсной фракции до 80%) [7]. При этом, содержание такой дисперсной фракции в относительно молодых свалках в процессе метаморфизма под действием биохимических процессов возрастает с 7-10% до 30-50% за пять лет, и до 60-80% в течение 10 лет [8]. Из-за своей анизотропной структуры, небольшого размера и глубокого расположения в массиве свалки бытовых отходов дисперсная фракция ТБО становится основным сосредоточением токсичных веществ, органических кислот, тяжелых металлов, опасных бактерий и вирусов. Дисперсные частицы отходов быстрее распространяются в водоемах, проще проникают в почву, активно окисляются и растворяются. Кроме того, на разных этапах переработки, включающих дозировку, транспортировку, складирование и перемешивания, дисперсная фракция отходов из-за

непредсказуемости морфологического состава, малого размера частиц материала и высокой исходной влажности становится причиной сводообразования в бункерах, слипание, зависания частиц, тугого хода или заклинивание подвижных элементов обрабатывающих механизмов. Все это негативно влияет на эффективность процесса утилизации и надежность перерабатывающего оборудования [6]. А из-за неоднородного морфологического состава, высокую влажность (в старых свалках достигает W = 75-80%) [7] и малый размер частиц дисперсная фракция бытовых отходов не сортируется и не подвергается масштабной промышленной утилизации одним из известных термических методов масштабной переработки, вызывая спекания материала в тепло-газонепроницаемую массу [7].

В зависимости от морфологического состава, процесс распада тех или иных отходов сопровождается образованием или выделением определенных веществ и элементов, концентрируемых в измельченных дисперсных отходах.

Распад органических отходов. Пищевые отходы. При распаде (гниении) пищевые отходы в больших концентрациях выделяют дурно пахнущие и токсичные вещества. Разложение пищевых отходов происходит за счет использования в пищу микроорганизмами. Основные конечные продукты разложения пищевых отходов: углекислый газ и вода. Продукты, образующиеся при обезвреживании: перегной. Время распада: до двух недель. Несортированные пищевые отходы без предварительной подготовки категорически запрещено бросать в огонь, так как такая термообработка может привести к образованию диоксинов. Кроме того - гниющие пищевые отходы являются рассадником микробов и бактерий.

В процессе разложения пищевых отходов образуются различные органические соединения, в том числе некоторые карбоновые кислоты (такие как яблочная $C_4H_6O_5$, молочная $C_3H_6O_3$, щавелевая $C_2H_2O_4$) и оксикислоты, которые способны переводить нерастворимые соединения тяжелых металлов в

растворимую форму [2]. Карбоновые кислоты образуют с катионами тяжелых металлов разнообразные комплексные соединения, в том числе хелатного типа, хорошо растворимые в воде. Под действием продуктов распада пищевых отходов происходит вымывание токсичных химических элементов, содержащихся в свалочных массах, например, в составе отслуживших элементов питания (батареек). Например, карбонат бериллия активно растворяется под действием щавелевой кислоты, в то время как в нейтральной среде он практически нерастворим [2,3].

Бумажные отходы. Непосредственно бумага не наносит ущерба окружающей среде. Целлюлоза, входящая в состав бумаги, – естественный природный материал. Разложение бумажных отходов происходит, в первую очередь, за счет поедания некоторыми микроорганизмами, при этом, как и при разложении пищевых отходов, образуются перегной, углекислый газ и вода. Время разложения бумажных отходов – 2-3 года [4].

Продуктами распада бумаги, древесных и пищевых остатков являются органические кислоты, фенол, альдегиды, аммиак, нитриты и другие вещества.

Трансформация органической фракции ТБО приводит к изменению окислительно-восстановительных условий в свалочных массах отходов, при этом увеличивается подвижность химических элементов, в том числе и токсичных. Высокое содержание водорастворимых веществ в органических отходах являются основными причинами сильного загрязнения фильтрата, образующегося в теле полигона. Разложение органических отходов сопровождается развитием патогенной микрофлоры (созданием эпидемиологической опасности) [3].

Потенциальная вторичное сырье. Железо. Соединения железа ядовиты для многих организмов. Под действием растворенного в воде или находящегося в воздухе кислорода медленно окисляется до оксида железа (ржавчины), который в некоторых условиях (кислые воды) растворяется. Конечный

продукт разложения: порошок ржавчины или растворимые соли железа. Скорость разложения: на земле – 1 мм в глубину за 10-20 лет, в пресной воде – 1 мм в глубину за 3-5 лет, в соленой воде – 1 мм в глубину за 1-2 года [4].

Металлы. Металлы переходят в окружающую среду преимущественно в виде сульфатов кальция и магния, бикарбонатов кальция, магния и железа, окислов цинка, олова, меди, а также металлоорганических соединений [4].

Алюминиевые банки. Алюминиевые банки вступают во взаимодействие с кислородом воздуха, но при этом образуется пленка оксида алюминия, которая затрудняет разложение. Через 1 год распадается большая часть краски, сама банка остается целой. Через 5 лет банка теряет форму, частично погружается в почву. Через 10 лет следов дальнейшего разложения банки в почве не отмечается [5].

Пластиковая бутылка. Пластиковая бутылка подвергается действию ультрафиолетовых лучей солнечного излучения. Через 1 год пластик не изменяется. Через 5 лет пластик темнеет и становится хрупким. Через 10 лет процесс разложения бутылки в почве не заметен [5].

Стекло. Медленно растрескивается и рассыпается от перепадов температур; стекло постепенно кристаллизуется и рассыпается; очень медленно растворяется в воде. Такие процессы протекают на острых кромках осколков. Конечный продукт разложения: мелкая стеклянная крошка. Время разложения: на земле – несколько сотен лет, в спокойной воде – около 100 лет, в полосе прибоя – 1-2 года [4].

Фольга. Материал: алюминий, практически не наносит ущерб природе. Под действием кислорода медленно окисляется до оксида алюминия, который в некоторых условиях (кислые воды) растворяется. Конечный продукт разложения: оксид или соли алюминия. Время разложения: на земле – несколько десятков лет, в пресной воде – несколько лет, в соленой воде – 1-2 года. Способ вторичного использования (в больших масштабах): переплавка [4].

Композиционные материалы. Ткани. Ткани бывают синтетические (при нагревании плавятся) и натуральные (при нагревании обугливаются). Натуральные ткани ущерб природе не наносят. Пути разложения: используются в пищу некоторыми микроорганизмами, при этом образуются перегной, углекислый газ и вода. Время разложения: 2-3 года [4].

Пластмасса. Ущерб природе: препятствуют газообмену в почвах и водоемах. Могут выделять при разложении ядовитые и токсичные для многих организмов вещества. Пути разложения: медленно окисляются кислородом воздуха, очень медленно разрушаются под действием солнечных лучей. Время разложения: зависит от пластмассы. Обычно – около 100 лет, может быть больше. Способ вторичного использования (в больших масштабах): зависит от пластмассы (как правило – переплавка). Для многих пластмасс способов вторичного использования не существует (из-за трудностей определения конкретной пластмассы) [4].

Опасные материалы и муниципальные отходы. Краски, удобрения, другие химикаты попадают в грунтовые воды и способствуют их загрязнению. Выделяют ядовитые вещества.

Батарейки и ртутные лампы отнесены к крайне опасным отходам, поскольку содержат свинец, ртуть, кадмий, никель, марганец и другие химические элементы, которые могут очень долгое время оставаться активными, оказывать вредное воздействие на живые организмы, в том числе на человека, способны накапливаться в тканях, вызывая ряд заболеваний (срок их разложения 200 лет). Эксперты отмечают [6], что в бытовом мусоре доля батареек незначительна - менее полпроцента, однако 50% токсичных веществ, которые образуются в твердых бытовых отходах, идут именно от батареек. По данным Всеукраинской экологической лиги [6], одна отработана «пальчиковая» батарейка, попадая в общих отходов, загрязняет 400 л воды или 20 $м^2$ почвы. Одна энергосберегающая лампа содержит от 3 до 5 мг ртути. Если при повреждении лампы в воздух попадет лишь 1 мг ртути, ее

концентрация составит 0,02 мг на кубический метр воздуха, более чем в 60 раз превышает предельно допустимую концентрацию. По подсчетам экологов, ежегодно в Украине на полигоны твердых бытовых отходов попадает около 500 кг ртути, 160 кг кадмия, 260 т марганцевых соединений, 250 т натриевых хлоридов [1,6].

Ртуть отнесена к группе особо вредных элементов, включенных в перечень приоритетных загрязняющих веществ. Это вызвано тем, что ртуть является летучим металлом, способность испарения которого расширяет зону его непосредственного присутствия, кроме того, ртуть может превращаться (при помощи почвенных, водных микроорганизмов) в метилртуть, попадать в пищевые продукты и вызывать массовые отравления. В настоящее время в стране ежегодно идет в отходы около 200 млн. штук люминесцентных и дугоразрядных ламп, при этом в каждой лампе содержится от 80 до 120 мг ртути [4].

Выводы. Таким образом, дисперсная фракция содержит большинство опасных и вредоносных веществ из всего морфологического многообразия свалок бытовых отходов и представляет серьезную экологическую опасность. Для реализации переработки дисперсной фракции складируемых бытовых отходов необходимо увеличение относительной крупности материала, уменьшение влажности и усреднения морфологического состава. Это возможно осуществить на стадии предварительной подготовки. Выбор эффективного способа и определения рациональных параметров предварительной подготовки дисперсных отходов требует тщательного анализа свойств рабочей сырья. В связи с этим актуальной научной задачей является разработка технологии масштабной промышленной утилизации складируемых отходов, и прежде всего дисперсной фракции, путем обоснования рациональных процессов и параметров подготовки и переработки, обеспечивающие управление фракционно-влажностным составом.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАНОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. Пароконний, В.. Архів. Розвиваємо місто. Квітень, 2016 рік. [Элекстронный ресурс] – Режим доступа: http://www.yu.mk.ua/show/arkhiv_rozviva%D1%94mo_misto_kviten_2016_rik

2. Скорик, Ю.И. Механизм влияния бытовых отходов на природную среду / Ю.И. Скорик, Н.И. Кириллова // Экол. и метеорол. проблемы больших городов и пром. зон: Тез. докл. Всерос. науч. конф., 16-18 ноября 1999 г. - СПб., 1999. - С.122-124.

3. Слемзина Т. Устный журнал "Свалка по имени Земля". [Элекстронный ресурс] – Режим доступа: http://festival.1september.ru/articles/574886/

4. «БЫТОВЫЕ ОТХОДЫ» [Элекстронный ресурс] – Режим доступа: http://granik.com.ua/index.php?option=com_content&view=article&id=94&Itemid=99

5. Сколько лет разлагаются разные виды мукора. [Элекстронный ресурс] – Режим доступа: http://www.pochitat.com/skolko-let-razlagayutsya-raznyie-vidyi-musora.html

6. Всеукраїнська екологічна ліга. [Элекстронный ресурс] – Режим доступа: http://ecoleague.net/index.php

7 Переработка мусора. Современные методики переработки ТБО. [Элекстронный ресурс] – Режим доступа: http://ztbo.ru/o-tbo/statti/obshie/texnologiya-pererabotki-musora-tbo , свободный – Загл. с экрана.

8. Химия и технология основного органического и нефтехимического синтеза: Учебник для вузов 4-е изд., перераб. доп. - Х. Химия, 2009. - 592 с.

УДК 351.777:504.06

В.А. АНДРОНОВ
д.т.н., проф., проректор з наукової роботи – начальник науково-дослідного центру НУЦЗ України, м. Харків
В.В. ГОРІНОВА
к.н.держ.упр., старший науковий співробітник наукового відділу з проблем управління у сфері цивільного захисту, НУЦЗ України, м. Харків

РІВЕНЬ ОРГАНІЗАЦІЇ ДЕРЖАВНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ В ЗОНІ ПРОВЕДЕННЯ БОЙОВИХ ДІЙ (ДОНЕЦЬКА ТА ЛУГАНСЬКА ОБЛАСТІ)

У статті проаналізовано проблеми, рівень організації та особливості реалізації державного екологічного моніторингу в зоні проведення бойових дій, а саме, в Донецькій та Луганській областях та визначено основні напрями державної екологічної політики, які вимагають постійного удосконалення та відповідності сучасності

Ключові слова: *державна екологічна політика, екологічний моніторинг, систематизація та аналіз інформації, державний екологічний контроль, моніторингові спостереження*

Актуальність проведення та організації державного екологічного моніторингу полягає в тому, що вдається своєчасно виявити основні проблеми, пов'язані з порушенням екологічного балансу. Всі природоохоронні заходи мають призначення не тільки контролювати стан навколишнього середовища, але і виявляти сліди забруднення, в цьому і полягає актуальність моніторингу навколишнього середовища. Одночасно з цим проводиться пошук шляхів для усунення наслідків забруднень. Для цього проводяться різні дослідження, в тому числі, і з використанням лабораторного обладнання [4].

З 2014 року на сході України в ході проведення бойових дій в Луганській та Донецькій областях створилася надзвичайна екологічна ситуація. Державні органи на даній території мають можливість тільки

на частковий державний екологічний моніторинг, а саме, аналіз та систематизацію інформації щодо стану навколишнього природного середовища.

Цілі Визначити ефективні та дієві направлення державного екологічного моніторингу в зоні проведення бойових дій.

Виклад основного матеріалу Державний екологічний моніторинг віднесено до компетенції державних структур і здійснюються в рамках єдиної системи державного екологічного моніторингу.

Державний екологічний моніторинг – це система спостережень, збору, обробки, передачі, збереження та аналізу інформації про стан навколишнього природного середовища, прогнозування його змін та розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для винесення управлінських рішень. Залежно від призначення здійснюється загальний (стандартний), оперативний (кризовий) та фоновий (науковий) моніторинг навколишнього природного середовища [1; 2].

Вже третій рік поспіль на Сході України не тільки гинуть українці, але і з'явився ряд екологічних загроз, які пов'язані із забрудненням навколишнього природного середовища і знищенням заповідного фонду. Зараз дуже сильно потерпає природно-заповідний фонд, а саме, змінені природні форми ландшафту цієї території. У Донецькій і Луганській областях виявлено 33 точки в заповідних зонах, які постраждали під час проведення АТО.

Аналізуючи інформацію на офіційному сайті Міністерства екології та природних ресурсів України, негативний вплив військових дій на Сході України можна розділити на шість основних груп, а саме:

1) найбільш масштабним впливом є пожежі – 17% лісів і 24% степів в зоні АТО. У тому числі вогнем пошкоджено і ряд об'єктів природно-заповідного фонду: заповідника «Провальський степ», «Трехізбенська степ»;

2) деякі об'єкти прямо пошкоджені обстрілом: регіональні ландшафтні парки «Донецький кряж» і «Слов'янський курорт»;

3) на території низки заповідних територій побудовані окопи та інші фортифікаційні споруди;

4) на території регіонального ландшафтного парку «Донецький кряж» є інформація про поховання загиблих під час боїв за Савур-Могилу. Враховуючи складні ґрунтові умови і ландшафт, поховання є неглибокими, а продукти розкладання тіл з часом потраплять у місцеві річки;

5) користуючись відсутністю реального контролю на території окремих заповідних об'єктів почалася самовільна діяльність, яка порушує вимоги діючого екологічного законодавства України;

6) вкрай серйозні наслідки військового конфлікту принесла заповідним територіям, які мали адміністрації, втрачений персонал, напрацювання, документація та архіви заповідних установ [7].

Державний екологічний моніторинг на цих територіях майже не можливий. Але величезний внесок вносять громадські екологічні організації, які допомагають збирати інформацію щодо цих територій. Проаналізувавши законодавчі акти України можна дійти висновку, що нашою державою взагалі не передбачено в екстремальних ситуаціях проведення екологічного моніторингу, навіть оперативного, який в даній ситуації є єдиним і вкрай необхідним [3]. Державою також не передбачено проведення моніторингу навколишнього природного середовища ні з структурного, ні з фінансового сторін. В державному бюджеті зовсім не затверджено фінансових ресурсів, які направлені на виконання функцій щодо екологічної безпеки територій, де проводяться бойові дії. З точки зору структурних підрозділів також існують суттєві недоліки. Але на початку поточного року Міністерством екології та природних ресурсів в Україні було внесено пропозицію щодо змін у структурі, які враховують наявність та потребу у відповідальних особах за екологічний моніторинг в зоні АТО. У новій структурі Міністерства екології та природних ресурсів України буде передбачено кілька посад для фахівців, в обов'язки яких входитиме моніторинг екологічної ситуації в зоні АТО.

Висновки Здійснений аналіз щодо стану екологічної ситуації на територіях проведення бойових дій та визначений вкрай низький рівень організації державою екологічного моніторингу ставить за потрібне необхідність у проведенні інвентаризації пошкоджень, викликаних

військовими діями, визначенні першочергових заходів для збереження та відновлення існуючих територій, пошуку джерел фінансування, адже в існуючих умовах, коли всі ресурси спрямовані на захист нашої територіальної цілісності, нажаль кошти на вирішення екологічних проблем в зоні АТО Україною не передбачені [5; 6]. Затвердження нової структури та штатної чисельності міністерства є важливим напрямком в реалізації державного екологічної політики в області моніторингу цих територій, а після врегулювання ситуації і повернення частини Луганської та Донецької областей до контролю України відновлення там екологічної безпеки.

Список використаної літератури:

1. Про охорону навколишнього природного середовища [Електронний ресурс]: Закон України від 25.06.1991 № № 1264-XII – Режим доступу: http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/1264-1
2. Про Основні напрями державної політики України у галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки: Постанова ВРУ від 05.03.1998 р. № 188/98-ВР [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://zakon2.rada.gov.ua.
3. Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року: Закон України від 21 груд. 2010 р. // Офіц. вісн. України. – 2011. – № 3. – ст. 158.
4. Гетьман А. П. Правові засади екологічної безпеки в Україні на сучасному етапі / А. П. Гетьман // Пробл. глобалізації та геополіт. вектор розвитку України: зб. тез. (За матеріалами XIX Харк. політолог. читань).– Х. : Нац. юрид. акад. України, 2007. – С. 27-29.
5. Дробноход М. І., Вольвач Ф. В., Дрюканов В. Г. та ін. Стійкий екологічно безпечний розвиток і Україна: Навч. посіб. – К., 2002. – 104 с.
6. Малишева Н. Р. Проблеми організаційно-правового забезпечення екологічної безпеки України / Н.Р. Малишева // Правова система України: історія, стан та перспективи: У 5 т. – Х. : Право, 2008. – Т. 4.

Методологічні засади розвитку екологічного, земельного, аграрного та господарського права. – С. 220-235.

7. Призначення відповідальних осіб для моніторингу екологічного стану в зоні АТО [Електронний ресурс]: офіційний сайт Міністерства екології та природних ресурсів України – Режим доступу: www.menr.gov.ua

УДК 621.794.42:546.56

Л.М. ЕГОРОВА
Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет

СЕЛЕКТИВНОСТЬ ХИМИЧЕСКОГО РАСТВОРЕНИЯ СПЛАВА БрБ2 В РАСТВОРАХ НА ОСНОВЕ $FeCl_3$

Исследован процесс химического растворения бериллиевой бронзы в растворах на основе $FeCl_3$. Определена селективность растворения компонентов сплава БрБ2 с учетом процессов комплексообразования при химическом травлении в растворах на основе $FeCl_3$. Показано, что равномерное и высокоскоростное химическое растворение бериллиевой бронзы возможно в кислой среде в присутствии ионов хлора, нитрат-ионов и ионов-окислителя Fe^{3+}. Предложен оптимальный состав травильного раствора.

Ключевые слова: *бериллиевая бронза, селективность, травление, комплексные частицы*

Актуальность. Стремительное развитие научно-технического прогресса поставило перед человечеством сложную задачу – охрану важнейших составляющих окружающей среды (земля, вода, воздух), подверженных сильному загрязнению техногенными отходами и выбросами, что приводит к окислению почвы и воды, разрушению озонового слоя земли и климатическим изменениям. Промышленная политика всего мира привела к таким необратимым и существенным изменениям в окружающей среде, что этот вопрос (охрана окружающей среды на предприятии) стал общемировой проблемой и принудил государственные аппараты разработать долгосрочную экологическую политику [1].

Наибольший урон окружающей среде наносится при сбросе в открытые водоемы промышленных сточных вод металлургических заводов и предприятий радиоэлектронной промышленности. Сточные воды этих предприятий имеют сложный химический состав и высокую степень загрязнения высокотоксичными веществами, что определяется как разнообразием перерабатываемого сырья, так и

многостадийностью производственных процессов и широким ассортиментом применяемых реактивов и материалов.

Электроника – наиболее быстро развивающаяся область науки и техники, одно поколение сменяет другое каждые три-пять лет. Печатные платы являются основными носителями межсоединений в электронике и от их качества зависят основные характеристики электронных устройств [2]. На большинстве сборочных производств электронной аппаратуры используют фольгу из меди и ее сплавов. Потребность в гибких платах высокой плотности подталкивает производителей медной фольги к разработке оригинальных решений, например применение медно-бериллиевых сплавов.

Бериллиевая бронза применяется при производстве печатных плат и является незаменимой, когда одновременно необходимо сочетание таких свойств как хорошая электропроводность, механическая прочность и пружинные свойства. Именно благодаря своему уникальному сочетанию свойств этот сплав является одним из стандартных в производстве электрических разъемов. Конечно, при механической обработке необходимо хорошо контролировать выделение токсичной пыли, но это проблема успешно решается при размерной обработке медно-бериллиевого сплава операцией химического травления. [3]

При изучении химического травления двухкомпонентных сплавов особый интерес с практической точки зрения имеет вопрос селективности растворения компонентов. Селективное растворение сплавов является эффективным способом получения нанопористых материалов [4]. Очень важно изучать селективность химического растворения компонентов сплава для подбора оптимального состава травильного раствора, чтобы уменьшить загрязнение промстоков и снизить антропогенную нагрузку на объекты окружающей среды.

Цель: исследование химического растворения сплава БрБ2 в растворах на основе $FeCl_3$, подбор составов травильных растворов с оптимальными характеристиками.

Химическое травление БрБ2 изучали с помощью экспериментальных методов исследования: гравиметрического, электронно-зондового микроанализа, атомно-абсорбционной спектрометрии. Определение скорости травления с помощью гравиметрического метода основывалось на использовании

вращающегося дискового электрода, (ВДЕ), изготовленного из бронзы марки БрБ2. Элементный состав сплава БрБ2 определен гравиметрическим методом по ДОСТ 15027.13-77. Массовая доля бериллия в сплаве БрБ2 составляет 1,78 %.

Для выяснения состояния материала (сплав БрБ2), а именно закаленный или состаренный было проведено определение твердости сплава БрБ2 по Бринеллю *НВ* на твердомере UIT-HBW-1S с помощью программы «Определение твердости материалов вдавливанием сферического индентора». Было определено, что твердость по Бринеллю *НВ* = 284,3 – что соответствует состаренному состоянию бериллиевой бронзы [5-6]. Определена скорость ионизации и селективность растворения компонентов сплава БрБ2 при химическом травлении в хлоридных растворах, что представлено в табл.1.

Растворение сплава БрБ2 в растворах $FeCl_3$ значительно выше, чем в других исследуемых растворах травления, что обусловлено высокой окислительной способностью Fe^{3+}.

Добавками были выбраны KNO_3, $Fe(NO_3)_3$. Выбор именно этих компонентов осуществлялся в результате анализа литературных данных по комплексообразованию бериллия и меди [7-10].

В качестве третьего вещества были введены HCl, H_2SO_4, HNO_3, которые снижают pH раствора для увеличения растворения бериллия. На основании анализа значения скорости растворения сплава БрБ2 (см табл.1) был выбран ряд составов травильных растворов с высокой скоростью растворения, в которых исследована селективность растворения компонентов бериллиевой бронзы. Как видно из таблицы 1 высокоскоростное и равномерное растворение сплава наблюдается в растворах состава 1 и 7,8.

Скорость растворения БрБ2 в растворе состава 0,5 М $FeCl_3$+ 1,5 М KNO_3 + 0,5 М HCl несколько выше чем скорость травления в растворе 0,5 М $FeCl_3$ и в растворе 0,5М $FeCl_3$ + 0,5М $Fe(NO_3)_3$ + 0,25М H_2SO_4. Это можно объяснить тем, что растворение медной компоненты обеспечивается взаимодействием с ионами окислителя Fe^{3+} и образованием хлоридных комплексов Cu(I), но по мере истощения травильного раствора их концентрация уменьшается и растворение будет замедляться [7].

Таблица 1 – Результаты исследования скорости и селективности растворения бериллиевой бронзы в растворах на основе $FeCl_3$ (время травления – 20 мин., ω=74 об·с$^{-1}$)

	Состав раствора, моль/л	$V \cdot 10^{-3}$, кг/м^2·с	Содержание ионов, г/л		Коэффициенты селективности компонентов сплава	
			Be^{2+}	Cu^{2+}	Z_{Be}	Z_{Cu}
1	0,5 М $FeCl_3$	1,61	0,0964	5,04	0,95	1,06
2	0,75 М $FeCl_3$	2,1	0,0544	3,71	0,7	1,39
3	1,0 М $FeCl_3$	2,6	0,0915	5,57	0,8	1,24
4	0,5М $FeCl_3$ + 1,5М KNO_3	1,67	0,047	4,7	0,5	2,04
5	0,5М $FeCl_3$ + 1,5М KNO_3 + 0,5М HCl	1,97	0,0413	3,53	0,6	1,7
6	0,5М $FeCl_3$ + 0,5М $Fe(NO_3)_3$	2,17	0,0628	3,86	0,81	1,25
7	0,5М $FeCl_3$ + 0,5М $Fe(NO_3)_3$ + 0,25М H_2SO_4	1,84	0,0459	2,27	1,0	1,0
8	0,5М $FeCl_3$ + 0,5М $Fe(NO_3)_3$ + 0,5М HCl	2,4	0,0625	3,45	0,9	1,1
9	0,5М $FeCl_3$ + 0,5М $Fe(NO_3)_3$ + 0,5М HNO_3	2,26	0,06948	4,27	0,8	1,25

Таким образом, хлоридная добавка необходима для поддержки растворения медной компоненты, в качестве которой было применена HCl. Самая высокая скорость травления БрБ2 в растворе с хлоридной кислотой. Для бериллия основным фактором, обеспечивающим растворения является кислотность растворов, которую поддерживает именно добавка HCl.

Селективное растворение медной компоненты происходит в растворах состава:

- 0,5 М $FeCl_3$ + 1,5 М KNO_3 + 0,5 М HCl;
- 0,5 М $FeCl_3$ + 1,5 М KNO_3.

Комплексообразование в растворах изучали при помощи распределения комплексных частиц проекционным методом. Химическое растворение бериллиевой бронзы проводили в кислых растворах электролитов. Известно, если лигандами в комплексе являются анионы сильных кислот (например, Cl–, Br–, I–, NCS– и

т.п.), то стойкость этих комплексов от кислотности середы практически не зависит. Исследовано образование комплексных частиц в растворах 0,5 М $FeCl_3$ различной кислотности табл.2.

Таблица 2 – Кислотность растворов травления сплава БрБ2

№ з/п	Состав раствора, моль /л	pH
1	0,5 М $FeCl_3$ + 0,75 М HCl	0,13
2	0,5 М $FeCl_3$ + 0,5 М HCl	0,3
3	0,5 М $FeCl_3$ + 0,25 М HCl	0,6
4	0,5 М $FeCl_3$ + 0,1 М HCl	1,57
5	0,5 М $FeCl_3$	2,06

На основании полученных результатов построены гистограммы распределения комплексных частиц от кислотности травильных растворов. Как видно из гистограммы долевого распределения комплексных частиц в зависимости от pH травильного раствора (рис. 1) более всего образование комплексных частиц обоих компонентов сплава, а именно $BeCl^+$ и $CuCl^+$ наблюдается в растворе состава – 0,5 М $FeCl_3$ на фоне достаточно высокой доли образования $FeCl^{2+}$ и $FeCl_2^+$, что и объясняет равномерное и высокоскоростное травление сплава БрБ2 в растворе этого состава, что наглядно представлено на рис. 1., раствор состава № 1.

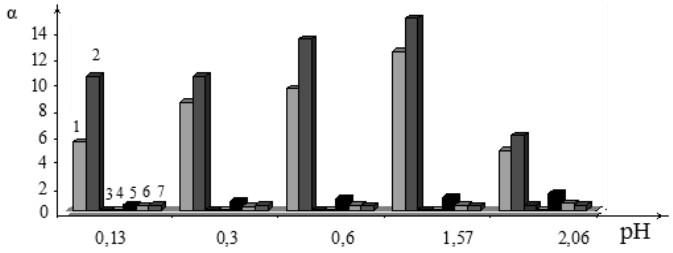


Рисунок 1 – Гистограмма долевого распределения комплексных частиц в зависимости от pH травильного раствора: 1 – $FeCl^{2+}$; 2 – $FeCl_2^+$; 3 – $BeCl^+$; 4 – $BeCl_2$; 5 – $CuCl^+$; 6 – $CuCl_2$; 7 – $CuCl_3^-$

Таким образом, травильным раствором, который обеспечивает равномерное, высокоскоростное травление и в котором происходит комплексообразование как бериллия так и меди является 0,5 М $FeCl_3$.

Выводы:

– Изучен процесс химического травления сплава БрБ2 в хлоридных растворах. Определена скорость травления БрБ2 и селективность растворения компонентов сплава с учетом процессов комплексообразования и кислотности среды в растворах на основе $FeCl_3$;

– Выбраны составы растворов, которые обеспечивает высокоскоростное и равномерное травление сплава БрБ2: 1) 0,5 М $FeCl_3$; 2) 0,5М $FeCl_3$ + 0,5М $Fe(NO_3)_3$ + 0,25М H_2SO_4; 3) 0,5М $FeCl_3$ + 0,5М $Fe(NO_3)_3$ + 0,5М HCl;

– Полученные результаты имеют большое значение в практическом использовании, поскольку позволяют подобрать состав травильного раствора, что обеспечивает травление сплава с высокой скоростью и пополняют базу научных данных о травлении медных сплавов.

Литература:

1. М. Болбас, Основы промышленной экологии. – М.: Высшая школа, 1993. с. 89

2. Медведев А. Конструкции и принципы изготовления печатных плат / А. Медведев // Технологии в электронной промышленности. – 2011 – № 4– С.12-18.

3. А. Медведев Материалы для гибких печатных плат / А. Медведев // Технологии в электронной промышленности. – 2011 – № 3 – С.12-19.

4. Старченко В.Ю. Перколяционная модель процесса формирования нанопористых структур методом селективного растворения/ В.Ю Старченко., В.В.Зозуля, В.А. Прокопенко, Н.И.Лебовка // Наноструктурное материаловедение – 2010 – № 1 – 39-41.

5. Свідоцтво про реєстрацію авторського права на твір 48174 Україна. Визначення твердості матеріалів втискуванням сферичного індентора / Мощенок В.І. – авторські права належать Мощенок В.І., ХНАДУ, дата реєстрації 04.03.2013.

6. Осинцев О.Е. Медь и медные сплавы Отечественные и зарубежные марки.: Справочник / О.Е. Осинцев., В.Н. Федоров – М: Машиностроение, 2004. – 336 с.

7. Химическое растворение меди и ее сплавов в растворах различного состава и оптимизация технологических процессов травления металлов: монография / [Э. Б. Хоботова, Ларин В. И., Егорова Л. М. и др.]. – Х.: ХНАДУ, 2008. – 223 с.

8. Теоретичні основи хімії рідкісних і розсіяних елементів: підручник / М.Д. Сахненко, М.В. Ведь, В.В. Штефан, М.М. Волобуєв; за ред. М.Д. Сахненка. – Харків: НТУ «ХПІ», 2011. – 424 с.

9. Ардашникова Е.И Неорганические фториды / Е.И Ардашникова // Соросовский образовательный журнал. – 2000 – том 6, № 8 – С.54-60.

10. Матясова В.Е. Получение, свойства и применение соединений бериллия высокой чистоты / В.Е. Матясова, М.Л. Коцарь // Вопрсы атомной науки и техники. – 2014 – № 2(90) – С. 111-119.

УДК 675.6:504

В.М. ШМАНДІЙ (завідувач кафедрою екологічної безпеки та організації природокористування),
О.В. ХАРЛАМОВА (доцент кафедри екологічної безпеки та організації природокористування),
І.С. КОЛІБСЬКА (аспірант),
В.Ю. ЗНАЙКО (аспірант)
Кременчуцький національний університет
ім. Михайла Остроградського

ОЦІНКА ВПЛИВУ ОБ'ЄКТІВ ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ НА СТАН ДОВКІЛЛЯ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ ЕКОБІОМОНІТОРИНГУ

У статті виконано дослідження впливу на довкілля викидів шкідливих речовин об'єктів підвищеної екологічної небезпеки шляхом вивчення накопичення їх у ґрунті і листі дерев. Встановлено, що показники стану ґрунту корелюють з рівням техногенної небезпеки. Виявлено залежність ступеню кислотно-лужної деградації ґрунтів від рівня забруднення атмосферного повітря оксидами сірки та азоту. Відмічено максимум накопичення у листі більшості порід дерев йонів заліза, що корелює з високим показникам його викидів техногенними об'єктами. Виявлено кореляцію між просторовим розташуванням ділянок з суттєвими пошкодженнями листя і хвої та зон максимального техногенного навантаження. Науково обґрунтована доцільність використання стану ґрунтово-рослинного покриву у якості показника рівня формованої екологічної небезпеки у техногенно навантаженому регіоні.

***Ключові слова**: екологічна безпека; об'єкти підвищеної екологічної небезпеки; важкі метали; деградація ґрунтів; індикатори станів екологічної небезпеки.*

У результаті господарської діяльності у природне середовище надходить значна кількість шкідливих речовин, що суттєво змінює його стан і створює загрозу здоров'ю населення, тобто формує екологічну небезпеку. Актуальним є визначення стану ґрунтово-рослинного покриву у якості показника рівня формованої екологічної небезпеки у техногенно навантаженому регіоні.

У [1] розглянуто вплив шкідливих чинників на виникнення хвороб органів дихання. Особливого значення набуває моніторинг станів екологічної безпеки, виявлення негативних впливів на здоров'я людей та довкілля і своєчасна реалізація науково-обґрунтованих заходів щодо подолання цих впливів. Розробка методологічних підходів до залучення індикаційних методів для виявлення стану екологічної безпеки є актуальною і має суттєве наукове і соціальне значення.

Ціллю нашого дослідження є визначення рівня екологічної небезпеки на основі вивчення деградації ґрунтово-рослинного покриву.

У якості об’єкта дослідження обрана соціально-економічної зони (КСЕЗ), яка є найбільш показовою в аспекті антропогенного впливу на екологічний стан природного середовища і здоров'я населення, де комплексний вплив чинять промисловість та автомобільний транспорт.

Вмісту сполук важких металів в ґрунтах проводили на основі даних санітарно-епідеміологічної служби, у листі дерев – за результатами експериментальної обробки проб.

У дослідженому регіоні основними джерелами надходження важких металів у атмосферне повітря є об’єкти підвищеної екологічної небезпеки, зокрема підприємства промислового комплексу машинобудування й металообробки.

Встановлено, що достатньо високими рівнями накопичення характеризується мідь (максимальне значення Кс=1,6). Повітряними потоками шкідливі речовини від джерел

викидів поширюються на відстань до 10 км.. Концентрації іонів міді у ґрунтах поблизу джерел викидів нижчі, ніж у районі, віддаленому на 1,5–2 тис. м.

Уміст кадмію, як і інших важких металів, у ґрунтах залежить від порід, що входять до їх складу, значне різноманіття яких пов'язане зі складною геологічною динамікою розвитку територій. Основними антропогенними джерелами надходження сполук кадмію у навколишнє середовище в КСЕЗ крім підприємств аналізованого промислового комплексу є автотранспорт. Кадмій за своїми хімічними властивостями подібний до цинку, але відрізняється від нього вищою рухомістю в кислих середовищах і більшою доступністю для рослин. У ґрунтовому розчині метал присутній у вигляді Cd2+ та утворює комплексні іони. Рухомість іонів кадмію у ґрунті залежить від середовища та окисно-відновного потенціалу. Встановлено, що концентрації цинку і свинцю незначні (Кс<1). На розподіл іонів цинку значно впливають не тільки антропогенні, а й природні чинники. Вміст цинку є максимальний на низинах та рівнинах, де відсутня рослинність, а дощова вода незначно проникає у ґрунт та випаровується. При надходженні на поверхню ґрунту він накопичується у ґрунтовій товщі, особливо у верхньому гумусово-акумулятивному горизонті, і повільно видаляється завдяки ерозії, вилуговуванню та поглинанню рослинами. Слід зауважити, що серед важких металів свинець є найменш рухливим. За високих показників pH розчинність свинцю знижена. За таких умов він осаджується в ґрунтах у вигляді гідроксиду, фосфату, карбонату. Характерна локалізація свинцю в поверхневому горизонті пов'язана здебільшого із накопиченням органічної речовини.

На інтенсивність міграції важких металів впливають властивості ґрунту, у тому числі кислотно-лужні умови, які, у свою чергу, залежать від ступеня забруднення атмосферного повітря оксидами сірки і азоту. Результати наших досліджень свідчать про кислотну деградацію ґрунту на найбільш

антропогенно навантажених ділянках – поблизу автомагістралей, де має місце значний рівень забруднення атмосферного повітря відпрацьованими газами. Ситуація погіршується із-за незадовільної провітрюваності вулиць та недостатньої кількості зелених насаджень. Усередині житлової забудови показник pH характеризується меншим відхиленням від норми. Так, у 19 % замірів виявлено підвищення кислотності ґрунту до показників 5,4-5,5, що відповідає категорії "слабко-кислі ґрунти". У значній частині району дослідження показник pH знаходиться у межах 5,5-6,0

Підвищення показнику кислотності ґрунту негативно впливає на його властивості, пригнічує діяльність мікроорганізмів, тому процеси мінералізації і гуміфікації гальмуються. Паралельно в ґрунті відбувається декальцинація, яка також спричиняє втрату гумусу. Результати визначення гумусності ґрунтів центральної частини КСЕЗ показали, що вміст гумусу у них у 2–4 рази нижчий, ніж у фонових районах, що свідчить про його залежність від антропогенних (позиційність джерел забруднення атмосферного повітря і природних вод) та природних (напрям вітру, кількість атмосферних опадів, особливості рельєфу, механічний склад ґрунту, тип рослинності тощо) чинників.

Для оцінки рівня накопичення важких металів листям дерев у районі досліджень проведено визначення значень коефіцієнтів місцевого накопичення важких металів, що являє собою відношення їх фактичних концентрацій до відповідних фонових показників.

Найвищий ступінь накопичення характерний для заліза, що пояснюється його суттєву присутністю у промислових викидах підприємств аналізованого промислового комплексу. Більша частина видів дерев (75 %) накопичує залізо у кількості, що перевищує фонові показники. Найбільший вміст його спостерігається для тополі канадської (Кс=2,6), кленів ясенелистого (Кс=2,2) та гостролистого (Кс=2,3). Низький

ступінь накопичення заліза притаманний вишні (Кс=0,8), горобині (Кс=0,7), вербі вавілонській (Кс=0,4).

На відміну від заліза марганець слабко накопичується у листі дерев, за виключенням кленів ясенелистого (Кс=1,5) і гостролистого (Кс=1,4), що пояснюється його слабкою рухливістю у ґрунтах. Найнижчі показники (Кс=0,2) спостерігаються для черемхи пізньої і чубушника звичайного.

Найвищий вміст міді виявлений для: клена гостролистого (Кс=1,7), шовковиці чорної (Кс=1,6), клена ясенелистого (Кс=1,4), робінії псевдоакації (Кс=1,2). У листі горобини вміст міді зафіксовано на рівні фонової концентрації. Для інших видів дерев коефіцієнт концентрації коливається у межах від 0,6 до 0,9. Інтенсивність надходження міді у рослини залежить від pH, вмісту гумусу. Частина іонів міді у ґрунтах, міцно пов'язана з гумусовими кислотами, є нерухомою, тому не поглинається рослинами.

Для визначення інтегрованого рівня забруднення листя дерев важкими металами визначено сумарний показник забруднення. Найвище значення цього параметру характерне для кленів гостролистого (Zc=4,2) і ясенелистого (Zc=4), що у порівнянні з приведеними раніше дослідження свідчить про невисокий рівень забруднення природного навколишнього середовища [2].

Нами проведено порівняння показників концентрацій важких металів у листі дерев з гранично-допустимими концентраціями Одержані результати підтвердили, що найбільші перевищення ГДК характерні для міді. Приблизно третина дослідженого матеріалу характеризується вмістом міді у 1,1-1,5 ГДК. Для марганцю і свинцю перевищення ГДК не виявлено.

В цілому показники Кс і кратність перевищення до ГДК якісно корелюють: обидва показники мають максимальні значення для заліза і міді. Але слід відмітити, що значення Кс

дещо більші, ніж кратність перевищення: для міді у 1,1, для марганцю і заліза – майже у 2, для свинцю – 3 рази.

Максимальне перевищення ГДК спостерігалося для кленів ясенелистого та гостролистого по міді − у 1,20 і 1,50 рази, по залізу – у 1,20, рази відповідно. Решта дерев накопичувала в листі один з важких металів (мідь або залізо) у кількостях, вищих за ГДК. Так, листя робінії псевдоакації, шовковиці чорної, кленів ясенелистого та гостролистого містило мідь у кількостях, що перевищує ГДК у 1,1−1,5 рази. Накопичення заліза для тополі канадської характеризується перевищенням ГДК − у 1,3 рази.

Нами досліджено пошкодження листя на прикладі тополі чорної.

Ділянка з максимальним пошкодження листя розташована в зоні впливу автомагістралі з інтенсивним рухом транспорту. Негативний вплив на біоту підсилюється наявністю багатоповерхової забудови, незначною провітрюваністю вулиць, що гальмує розсіюванню відпрацьованих газів автомобілів. У північно-східній і західній частинах району, де автомобільне навантаження нижче, ступінь пошкодження листя не перевищує 5 %

Максимальне значення індексу пошкодження хвої (52 %) виявлено у місцях інтенсивного техногенного навантаження (поблизу ПАТ "Кредмаш" і вулиць з інтенсивним автомобільним рухом). Вказаний індексу для хвої перевищує такий для листя тополі чорної, що пояснюється біологічними особливостями листяних і хвойних порід.

Резюмуючи, слід відмітити наступні науково-експериментальні результати.

Виявлені основні джерела формування екологічної небезпеки (промислові об’єкти та автотранспорт) щодо надходження важких металів у довкілля .

Проведено комплексне дослідження впливу на компоненти довкілля викидів конкретних важких металів (Zn, Ni, Cu, Cd, Pb,

Fe) шляхом вивчення накопичення їх у ґрунті і листі дерев, кислотної деградації і дегуміфікації ґрунту, ступеня пошкодження листя і хвої рослин.

Встановлена кореляція показників кислотної деградації та дегуміфікації ґрунту зі степенем екологічної небезпеки: максимальна деградація спостерігається поблизу автомагістралей з інтенсивним рухом транспорту та промислових джерел. Виявлено залежність ступеню кислотно-лужної деградації ґрунтів від рівня забруднення атмосферного повітря оксидами сірки та азоту. Враховуючи здатність ґрунту до адсорбції техногенних речовин, висловлено припущення щодо погіршення стану екологічної небезпеки в перспективі.

За результатами порівняння ступеню накопичення важких металів в у листі різних порід відмічено максимум накопичення більшістю порід саме заліза, що корелює з достатньо високими показниками його викидів об'єктами підвищеної екологічної небезпеки. Рекомендовано у якості тест-об'єкту тополі та клену, оскільки вони характеризуються найбільш інтенсивним накопиченням шкідливих речовин.

Встановлено кореляція між просторовим розташуванням ділянок, що характеризуються найбільшими значеннями показників пошкодження листя тополі чорної і хвої ялини колючої, та зон максимального техногенного навантаження, зокрема транспортних магістралей з інтенсивним транспортним рухом.

Резюмуючи, відзначаємо, що за результатами дослідження науково обґрунтована доцільність використання ступеню деградації ґрунтово-рослинного покриву у якості показника стану формованої екологічної небезпеки у техногенно навантаженому регіоні.

Література

1. Шмандій В.М., Харламова О.В. Теоретичні та практичні аспекти управління екологічною безпекою на основі

антропоцентричного підходу// Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна. – Харків: ХНУ, 2013. – Вип. 9. - № 1070 серія «Екологія». – С. 24-30.

2. Ерофеева Е.А., Наумова М.М. Взаимосвязь физиолого-морфологических показателей листовой пластинки березы повислой с содержанием в ней тяжелых металлов. / Вестник Нижегородского университета им. Н.И.Лобачевского, 2010. − № 1. − С.140−14.

УДК [631.41+504.53] 628.516:504.054

В.Л. САМОХВАЛОВА
(канд. с.-г. наук, старший науковий співробітник відділу охорони ґрунтів)
ННЦ «Інститут грунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського», м. Харків

УДОСКОНАЛЕНІ МЕТОДИ РЕМЕДІАЦІЇ ЗАБРУДНЕНИХ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ, НАФТОЮ ТА НАФТОПРОДУКТАМИ ҐРУНТІВ ДЛЯ ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ДОВКІЛЛЯ

Викладено окремі отримані результати щодо розроблення способів ремедіації техногенно забруднених ґрунтів у складі комплексу біологічних, фізико-хімічних та хімічних технологічних прийомів відновлення забруднених ґрунтів та відтворення їхнього ресурсного потенціалу, і, як наслідок, зниження інтенсивності процесів деградації ґрунтів за впливу забруднення важкими металами; для поліпшення якості ґрунтів та підвищення екологічної безпеки довкілля.

Ключові слова: *ремедіація, забруднення, грунт, важкі метали, нафта та нафтопродукти, спосіб, екологічна безпека.*

Відомо що спектр наявних комплексних методів в арсеналі екологічної ремедіації забруднених ґрунтів для поверхневого їх очищення від певних видів забруднень, як і очищення масивів ґрунтів, у тому числі на значній глибині, є недостатнім [1-2]. Відомі методи хімічного й фізико-хімічного очищення in situ та ex situ, як правило дуже витратні й трудомісткі, однак набули широкого застосування в Європі через інтенсивне забруднення ґрунтів, обмеженості у ґрунтових ресурсах, що значно актуалізує застосування різних методів екологічної реабілітації ґрунтів (фізичні, фізико-хімічні, хімічні, біологічні, методи

ґрунтового конструювання та кондиціонування, математичного моделювання) [2]. Тому актуалізується пошук нових способів та розроблення нових методичних підходів щодо екологічної реабілітації техногенно забруднених ґрунтів у різних країнах Світу та в Україні.

Відповідно до запропонованої нами концептуальної моделі використання біологічних методів на забруднених ґрунтах, оптимізація ґрунтового середовища та поліпшення властивостей ґрунтової системи, біодетоксикація та біодеконтамінація через розширення популяцій ґрунтових мікроорганізмів, використання рослин фітомеліорантів різних ботанічних родин, розробка мікробних та ферментних і мікопрепаратів за одночасного впливу на біологічну та косну складову ґрунту є базовими положеннями.

Розроблено спосіб фіторемедіації техногенно забруднених важкими металами (ВМ) ґрунтів для ефективного їх використання **(**патент на корисну модель №96936 від 25.02.2015) [3]. Суть способу: розширення спектру використання в якості фіторемедіантів домінантних трав'янистих дикоростучих видів рослин конкуруючих родин Asteraceae, Fabaceae та Poaceae з їх обов'язковим чергуванням кожні 2 роки, чим забезпечується інтенсифікація процесу біологічної ремедіації, підвищення її ефективності за одночасної мінімізації необхідних витрат на очищення ґрунту на протязі процесу повної сівозміни.

За рахунок розширення спектру застосування рослин-ремедіантів різних конкурентних родин з властивостями ремедіації спрямованої дії згідно з характером забруднення ґрунтів, що забезпечує здешевлення очищення ґрунту, оптимізацію його використання за рахунок скорочення терміну біологічної ремедіації та відновлення якості забруднених ґрунтів і одночасного уникнення зайвого технологічного навантаження на ґрунт.

Переваги використання: забезпечення мінімізації необхідних витрат на очищення ґрунту за рахунок економії коштів, посівного та паливно-мастильних матеріалів за одночасної реалізації екологобезпечного шляху використання конкурентних родин, що характеризуються різним рівнем фіторемедіаційної здатності, чим забезпечується ефективний вплив запропонованих конкурентних комбінацій певних родин рослин вже з 1-го року їх використання та безперервність ремедіації забруднених ґрунтів із збільшенням глибини очищення безпосередньо у районі забруднення ВМ (in situ); інтенсифікація процесу біологічної ремедіації і підвищення його ефективності та використання забруднених ВМ ґрунтів за чергування вирощування домінантних трав'янистих дикорастучих видів рослин різних родин Asteraceae – Fabaceae – Poaceae у просторі та часі;сприяння подальшій розробці методів екстрагування металів із фітомаси рослин за можливості відбору рослин-ремедіантів з властивостями ремедіації спрямованої дії згідно з характером забруднення ґрунтів, що забезпечує подальше здешевлення використання методів біологічної ремедіації забруднених ґрунтів.

Технічний результат: за рахунок розширення спектру використання рослин-ремедіантів різних конкурентних родин з властивостями ремедіації спрямованої дії згідно з характером забруднення ґрунтів забезпечує здешевлення очищення ґрунту, оптимізацію його використання за рахунок скорочення терміну біологічної ремедіації та відновлення якості забруднених ґрунтів і одночасного уникнення зайвого технологічного навантаження на ґрунт.

Розроблено спосіб біоремедіації системи ґрунт – ґрунтова біота – рослина за забруднення ВМ як фактору хімічної та біологічної деградації (патент на корисну модель № 100982 UA 25.08.2015) [4]. Суть способу: за рахунок використання нової властивості мікопрепарату Триходермін БТ інтенсифікуються процеси біоремедіації та відновлення якості техногенно

забруднених ВМ ґрунтів, підвищується імунний статус і продуктивність рослин та поліпшується їх якість чим забезпечується біоремедіаційний ефект, зниження норм використання препарату з одночасним посиленням його біологічної ефективності.

Переваги використання: сприяння реалізації екологобезпечного шляху біоремедіації ґрунту за використання мікопрепарату чим забезпечується екологічна стабілізація середовища системи забруднений ґрунт-мікробіоценоз-рослина за одночасної нейтралізації негативних процесів забруднення та поліпшення екологічного стану ґрунту шляхом активізації природного біологічного потенціалу ґрунту, продуктивності рослин; збереженню природних біологічних властивостей ґрунту за створення оптимальних умов для формування мікро- та мікобіоти ґрунту з більш високим рівнем біологічної активності і утворення оптимальних умов функціонування компонент системи ґрунт-ґрунтова біота-рослина для проведення ефективної біоремедіації забруднених ВМ ґрунтів та відновлення їх якості, попередження біологічної та хімічної деградації ґрунтів;збільшення біологічної активності біопрепарату чим забезпечується економія його використання та застосування інших ресурсів.

Технічний результат способу: удосконалення способу біоремедіації техногенно забруднених ВМ ґрунтів за рахунок розширення банку мікопрепаратів, як природного засобу з ефектом добрива, що сприяє біоремедіаційному ефекту, екологічній стабілізації середовища з одночасною активізацією біологічного потенціалу ґрунту, продуктивності рослин і економії ресурсів.

Розроблено спосіб ремедіації техногенно забрудненого ВМ ґрунту **(**патент на корисну модель №85002 від 11.11.2013) [5]. Суть способу: за рахунок використання суміші гумату натрію з додатком суперфосфату, вапна або з органічної речовини відповідно до характеру та виду забруднення ґрунту,

забезпечується ефективна ремедіація техногенно забруднених ґрунтів, підвищується стійкість рослин до забруднення, відновлення їх продуктивності.

Реалізація методу включає використання гумату натрію, комбінацію суміші гумату натрію з суперфосфатом, вапном або з органічною речовиною відповідно до характеру та виду забруднення ґрунту, а саме, для ґрунту, що містить надлишок: Cd, Cr – гумат натрію – 300 кг/га; суперфосфат – в кількості 240 кг діючої речовини,вапно – 5 т/га;Zn – гумат натрію – 300 кг/га суперфосфат – в кількості 240 кг діючої речовини;гній – 60 т/га.

Переваги використання: дозволяє максимально знизити токсичність ВМ в системі ґрунт-рослина за рахунок прискорення біохімічних та фізико-хімічних процесів ґрунтів, що забезпечує активацію самоочищення ґрунтів різних буферних властивостей щодо ВМ за різних рівнів поліелементного забруднення Cd, Pb, Ni, Cr, Zn в районах інтенсивного впливу сталих джерел техногенних емісій;при використанні сумішей детоксикантів, забезпечує пролонгованість дії, зменшення технологічних витрат завдяки можливості спрощення та скорочення технологічного циклу внесення у забруднений ґрунт необхідного об'єму всього спектру детоксикантів; забезпечує ефективність застосування у різних ґрунтово-кліматичних умовах за зменшення ресурсовитратності на проведення ремедіації за сприяння відновленню природних властивостей ґрунту, підвищенню стійкості рослин до забруднення, відновленню їх продуктивності.

Технічний результат способу: за рахунок розширення спектру ґрунтополіпшувачів шляхом введення додаткової суміші детоксикантів органічної та неорганічної природи та їх комбінацій, що прискорює біохімічні та фізико-хімічні процеси ґрунту,забезпечується значне прискорення процесів відновлення природних властивостей деградованих ґрунтів, поліпшення екологічного стану довкілля.

Розроблено спосіб екологічної реабілітації ґрунту техногенно забрудненого переважно кадмієм, свинцем, цинком та хромом **(**патент на корисну модель №85544 від 25.11.2013) [6]. Суть способу: за рахунок використання сульфату заліза с додатковим внесенням біогумусу в якості активатору самоочищення ґрунту і ґрунтополіпшувача пролонгованої дії за поліелементного забруднення ґрунту переважно Cd, Pb, Cr, Zn, відповідно до рівня його забруднення забезпечується відновлення природних властивостей ґрунту, створюється резерв поживних речовин ґрунту чим забезпечується відновлення продуктивності рослин.

За поліелементного забруднення ґрунту переважно Cd, Pb, Cr, Zn, проводиться одноразова обробка ґрунту сульфатом заліза разом з внесенням біогумусу як активатору самоочищення ґрунту і ґрунтополіпшувача пролонгованої дії відповідно до рівня забруднення ґрунту: за помірних рівнів забруднення, одноразово на 5 років сульфат заліза - 300-500 кг/га, біогумус - 2000 кг/га; за небезпечного рівня забруднення, одноразово на 2-3 роки - сульфат заліза - 800-1500 кг/га, біогумус - 4000 кг/га; за надзвичайно небезпечного рівня забруднення, одноразово щорічно: сульфат заліза-2500-3000 кг/га, біогумус-6000 кг/га.

Переваги використання: метод дозволяє максимально знизити токсичність ВМ у системі ґрунт-рослина за рахунок прискорення мікробіологічних та фізико-хімічних процесів ґрунтів, що забезпечує активацію їх самоочищення за різних рівнів забруднення переважно Cd, Pb, Cr, Zn в районах інтенсивного впливу сталих джерел техногенних емісій; – спосіб забезпечує зменшення ресурсовитратності виконання процедур ремедіації забруднених ґрунтів за сприяння відновленню природних властивостей ґрунту і продуктивності рослин; спосіб, за використання коефіцієнтів захисних властивостей ґрунту і забруднення ґрунту рухомими формами ВМ, надає можливість отримати об'єктивні оцінки ефективності

ремедіації техногенно забруднених ґрунтів ВМ різних класів небезпеки та рівнів техногенного забруднення.

Технічний результат: за рахунок прискорення мікробіологічних процесів, фізико-хімічної адсорбції ВМ різних класів небезпеки шляхом комплементарного внесення структуруполіпшувачів органічного та неорганічного типу забезпечується ефективна ремедіація техногенно забруднених ґрунтів, розширюється спектр ВМ нездатних до міграції у суміжні з ґрунтом середовища та оптимізація і відновлення гумусного стану ґрунту.

Розроблено спосіб екологічної реабілітації ґрунту, техногенно забрудненого переважно кадмієм, цинком та міддю **(**патент на корисну модель №92170 від 11.08.2014) [7]. Суть способу: одноразове внесення азотних добрив разом з сорбентом-меліорантом у ґрунт, в якості сорбент-меліоранту використовують сполуки сульфату заліза (II) та фосфорні мінеральні добрива, відповідно за помірного та небезпечного рівнів забруднення: сульфат заліза (II) – 300-600 кг/га та 1200-2400 кг/га одноразово терміном до 5 років; мінеральні добрива – стартовою нормою $N_{45}P_{60}$ кг/га за діючою речовиною у складі амофосу і селітри при щорічному їх використанні.

За рахунок використання в якості сорбент-меліоранту сполук сульфату заліза (II) і фосфорних добрив у певному співвідношенні за градацією забруднення ґрунтів, забезпечується підвищення ефективності їх екологічної реабілітації,відновлення їх природних буферних властивостей шляхом впливу на процеси міграції ВМ різних класів небезпечності і трофічного режиму у ґрунтах,та продуктивності рослин з підвищеними показниками екологічної безпеки.

Переваги використання: забезпечення збільшення здатності до фізико-хімічної адсорбції ВМ та суттєве зниження їх токсичності у системі ґрунт-рослина за різних рівнів забруднення переважно Cd, Zn та Cu в районах інтенсивного впливу сталих джерел техногенних емісій, що сприяє

забезпеченню ефективної екологічної реабілітації забруднених ВМ ґрунтів та відновленню природних властивостей ґрунту і продуктивності рослин з найліпшими показниками екологічної безпеки;зменшення ресурсовитратності та трудомісткості виконання процедур екологічної реабілітації забруднених ВМ ґрунтів за рахунок точності визначання співвідношення доз структуруполіпшувача неорганічного типу і мінеральних добрив та одночасного зниження затрат матеріальних ресурсів внаслідок ефективного впливу запропонованого складу вже з першого року застосування та пролонгації дії до 5-ти років;забезпечення поліпшення трофічного режиму забрудненого ВМ ґрунту, що дозволяє отримувати економічно виправданий приріст врожаю.

Розроблено спосіб визначення загального вмісту нафти та нафтопродуктів у ґрунтах для моніторингу забруднення та ефективності ремедіації (патент на корисну модель № 103978 UA 12.01.2016) [8]. Суть способу: за рахунок використання встановлених за термогравіметричними кривими оптимальних температур та інтервалів часу термодеструкції зразку забрудненого ґрунту, визначання загальних втрат його маси за відповідною формулою забезпечується кількісне визначення загального рівня вмісту вуглеводнів нафти та нафтопродуктів у ґрунті з підвищенням точності та експресності методу і діагностування ефективності проведення ремедіації забрудненого ґрунту.

Переваги використання: реалізація способу не потребує вартісних приборів, використання спеціального методу для визначення забруднювальної речовини (нафти та нафтопродуктів); алгоритм способу можливо реалізувати при відсутності незабрудненого аналогу (обстеження по трасі нафтопроводу, або в умовах строкатості ґрунтового покриву), на зразках забрудненого нафтою та нафтопродуктами ґрунту при їх масовій частці менше за 1% та з різним вмістом гумусу і гранулометричним складом; можливість ідентифікувати як

кількісні значення легких фракцій нафти так і залишкових вуглеводнів, що характеризуються низькою рухомістю; забезпечення спрощення алгоритму визначання загального вмісту вуглеводнів нафти ґрунту з якими пов'язані найбільші екологічні ризики зважаючи на їх високу рухомість у довкіллі та токсичність для живих організмів, прискорення визначення загального вмісту нафти та нафтопродуктів у ґрунтах з низькими концентраціями нафти і нафтопродуктів та значним вмістом води у ґрунтах із зон нафтовидобутку за скорочення періоду урахування деградації вуглеводнів у ґрунті до 1 місяця, з отриманням економії у використанні ресурсів; забезпечення діагностування ефективності проведення ремедіації нафтозабрудненого ґрунту.

Технічний результат способу: удосконалення способу визначення загального вмісту нафти і нафтопродуктів у ґрунтах шляхом поєднання окремих складових відомих методів термогравіметрії та газової хроматографії, поширення закономірності зміни маси зразка під дією теплових ефектів на новий клас об'єктів з одночасним отриманням експресного методу визначення загального вмісту вуглеводнів нафти у ґрунтах, підвищенням його точності і селективності, спрощенням алгоритму аналізування зразків ґрунту для визначення забруднення та отриманням економії у використанні ресурсів.

Висновки:

1. Оскільки жоден із методів екологічної реабілітації техногенно забруднених ґрунтів не є універсальним, найбільш доцільним є застосування комплексних методів ремедіації.

2. Розробка оптимального сполучення методів екологічної ремедіації – одне з актуальних завдань екологічної реабілітації ґрунтів за їх забруднення. Необхідним є урахування типу забруднювача, характеру забруднення.

3. Провідними факторами визначання доцільності вибору та застосування певного методу екологічної ремедіації у системі

ґрунт-рослина є рівень забруднення, гранулометричний склад ґрунтів, pH, вміст органічної речовини, карбонатів, хімічний склад ґрунтово-поглинального комплексу, тобто показників властивостей ґрунту, що визначають буферну його здатність; характеристики властивостей ґрунтополіпшувачів (меліорантів); біологічні особливості рослин, що обумовлюють механізм толерантності або внутрішні захисні адаптації до токсичної дії ВМ.

4. При використанні методів ремедіації обов'язковим є організація системи моніторингу забруднених ґрунтів для забезпечення екологічної безпеки довкілля.

Список використаної літератури:

1. Пат. на корисну модель 20299 UA, МПК (2013.01): A01B 79/02 (2006.01), C09K 17/00 Спосіб детоксикації важких металів у системі ґрунт-рослина / Фатєєв А.І. (UA), Самохвалова В.Л. (UA); заявник та патентоутримувач ННЦ "Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського" (UA). - № u200608310; заявл. 24.07.2006; опубл. 15.01.2007, Бюл. №1. – 5 с.

2. Екологічна реабілітація техногенно забруднених важкими металами ґрунтів. Методика. / За редакцією А.І. Фатєєва, В.Л. Самохвалової. – Харків: ТОВ "Смугаста типографія", 2016. – 147 с.

3. Пат. на корисну модель 96936 UA, МПК (2015.01): A01B 79/02 (2006.01), A01G 7/00, B09C 1/00, G01N 33/24 (2006.01) Спосіб фіторемедіації техногенно забруднених важкими металами ґрунтів для ефективного їх використання / Самохвалова В.Л. (UA), Зуза С.Г. (UA), Погромська Я.А. (UA), Зуза В.О. (UA), Панасенко Є.В. (UA), Горпинченко П.Ю. (UA); заявник та патентоутримувач ННЦ "Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського" (UA). - № u201409885; заявл. 08.09.2014; опубл. 25.02.2015, Бюл. №4. – 6 с.

4. Пат. на корисну модель 100982 UA, МПК: A01B 79/02 (2006.01), A01C 1/02 (2006.01) Спосіб біоремедіації системи ґрунт - ґрунтова біота - рослина за забруднення важкими металами як фактора хімічної та біологічної деградації / Самохвалова В.Л. (UA), Гринченко Т.О. (UA), Журавльова І.М. (UA); заявник та патентоутримувач ННЦ "Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського" (UA). - № u201412126; заявл. 10.11.2014; опубл. 25.08.2015, Бюл. №16. – 8 с.

5. Пат. на корисну модель 85002 UA, МПК (2013.01): A01B 79/00, A01N 63/00, B09C 1/00, C09K 17/00, G01N 33/24 (2006.01) Спосіб ремедіації техногенно забрудненого важкими металами ґрунту / Самохвалова В.Л. (UA), Фатєєв А.І. (UA), Зуза С.Г. (UA), Зуза В.О. (UA); заявник та патентоутримувач ННЦ "Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського" (UA). - № u201304849; заявл. 16.04.2013; опубл. 11.11.2013, Бюл. №21. – 5 с.

6. Пат. на корисну модель 85544 UA, МПК (2013.01): A01B 79/00, A01N 63/00, B09C 1/00, C09K 17/00, G01N 33/24 (2006.01) Спосіб екологічної реабілітації ґрунту техногенно забрудненого переважно кадмієм, свинцем, цинком та хромом / Самохвалова В.Л. (UA), Фатєєв А.І. (UA), Зуза С.Г. (UA), Зуза В.О. (UA), Горякіна В.М. (UA); заявник та патентоутримувач ННЦ "Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського" (UA). - № u201305840; заявл. 07.05.2013; опубл. 25.11.2013, Бюл. №22. – 6 с.

7. Пат. на корисну модель 92170 UA, МПК (2014.01): A01B 79/00, B09C 1/00, C09K 17/00 Спосіб екологічної реабілітації ґрунту, техногенно забрудненого переважно кадмієм, цинком та міддю / Самохвалова В.Л. (UA), Погромська Я.А. (UA); заявник та патентоутримувач ННЦ "Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського" (UA). - № u201314389; заявл. 09.12.2013; опубл. 11.08.2014, Бюл. № 15. – 7 с.

8. Пат. на корисну модель 103978 UA, МПК: G01N 33/24 (2006.01), G01N 30/12 (2006.01), Спосіб визначення загального вмісту нафти та нафтопродуктів у ґрунтах для моніторингу забруднення та ефективності ремедіації / Самохвалова В.Л. (UA), Фатєєв А.І. (UA), Мандрика О.В. (UA), Самохвалова П.А. (UA), Бублик В.Д. (UA), Куц О.А. (UA), Горякіна В.М. (UA); заявник та патентоутримувач ННЦ "Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського" (UA). - № u201505970; заявл. 17.06.2015; опубл. 12.01.2016, Бюл. №1. – 6 с.

УДК 622.276

Ю.В. БУЦ (канд. геогр. наук, доцент)
Український державний університет залізничного транспорту
О.В. КРАЙНЮК (канд. техн. наук, доцент)
Харківський національний автомобільно-дорожній університет

ЕКОЛОГІЧНО-НЕБЕЗПЕЧНІ АСПЕКТИ НАФТОГАЗОВИДОБУВНОГО КОМПЛЕКСУ СХОДУ УКРАЇНИ

Проаналізовано сучасний стан розвитку нафтогазового комплексу східної України. Виділено основні екологічні проблеми, пов'язані з видобуванням нафти та газу.

***Ключові слова**: нафтогазовий комплекс, екологічна безпека*

Східний нафтогазоносний регіон в Україні утворився в межах Дніпровсько-Донецької нафтогазоносної області і наразі є найпродуктивнішим за обсягами видобутку вуглеводнів в Україні. Він має близько 85% запасів природного газу та близько 61% видобувних запасів нафти України, тому дослідження екологічних проблем добування вуглеводнів є актуальним завданням дослідження. Метою даної наукової роботи є аналіз основних екологічних проблем нафтогазового комплексу північно-східних регіонів України

Східний нафтогазоносний регіон розташований в межах Чернігівської, Сумської, Полтавської, Дніпропетровської, Харк івської, Луганської та частково Донецької області. Харківська область має найбільші в Європі розвідані поклади природного газу, сланцевого газу та бурого вугілля. В області переважають комплексні родовища вуглеводнів. Станом на початок 2017 року, видано ліцензії на промислову розробку 52 родовищ вуглеводнів, з них 11 родовищ не розробляються. За величиною

видобувних запасів виділяються унікальні Шебелинське та Західно-Хрестищенське газоконденсатні родовища з початковими видобувними запасами газу більше 300 млрд $м^3$.

Діяльність видобувних компаній пов'язана з екологічними проблемами:

А) При проведенні геологорозвідувальних робіт:

– ризики, обумовлені інженерно-екологічним забезпеченням розвідувальних робіт (порушення ґрунтів при будівництві доріг, супроводжуване процесами ерозії, соліфлюкції, термокарста і ін.);
– ризики, обумовлені проведенням самих бурових робіт (використання бурових розчинів, прокачування свердловин, збір газоконденсату і нафти).

Б) При видобуванні:

1. на етапі облаштування родовищ:

– аварії при спорудженні свердловин;
– техногенний вплив будівельної техніки;
– техногенний вплив самих об'єктів;

2. на етапі експлуатації родовищ:

– аварії на промислових об'єктах, включаючи свердловини;
– розлив конденсату (для газоконденсатних родовищ); витоку газу;
– викиди шкідливих речовин при згорянні природного газу на факелах;
– продувки свердловин.

В) При транспортуванні:

1. на етапі спорудження газопроводів:

– аварії при спорудженні та випробуваннях лінійної частини, газоперекачувальних агрегатів і додаткового обладнання;
– техногенний вплив при будівництві об'єктів транспорту газу (ерозія, зсуви, зміна водного режиму, порушення режиму особливо охоронюваних природних територій);
– емісія шкідливих речовин при роботі будівельної техніки.

2. на етапі експлуатації газопроводів:

– аварії на промислових об'єктах, включаючи компресорні станції та лінійну частину;
– виток газу на компресорних станціях і лінійної частини;
– викиди шкідливих речовин при згорянні природного газу на компресорних станціях;
– температурні впливи в районах пермофроста з проявом термокарстових процесів.
– корозійні порушення трубопроводів за рахунок агресивного хімічного середовища;
– розриви трубопроводів при деформаціях ґрунтів різної природи (зсуви, термокарст, просідання, поверхнева ерозія, водні розмиви та ін.).

Г) При зберіганні:

– зміна водного режиму територій при будівництві підземних сховищ газу;
– зміна сейсмічних і геодинамічних характеристик в ряді регіонів перспективного розвитку газової промисловості; емісія газів з підземних сховищ.

Д) При переробці:

– забруднення навколишнього середовища (повітря,

ґрунту, природні води);

– вплив на здоров'я людини; соціально-екологічні ризики.

Однією з ключових екологічних проблем є забруднення атмосферного повітря. На території Харківської області до стаціонарних джерел забруднення слід віднести викиди потужних промислових підприємств, особливо підприємства теплоенергетичної та нафтогазовидобувної промисловості. Основні забруднювачі атмосферного повітря: Зміївська ТЕС ПАТ ДЕК «Центренерго», ПАТ «Укргазвидобування» філія ГПУ Шебелинкагазвидобування», філія «Теплоелектроцентраль» ТОВ «ДВ нафтогазовидобувна компанія». Сумарний вклад зазначених підприємств в забруднення атмосферного повітря стаціонарними джерелами викидів області складає понад 57%. За даними Головного управління статистики у Харківській області загальна кількість викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря у 2015 році становила 53,41 тис. тонн (у 2014 – 263,1 тис. тонн), доля викидів за рахунок видобувної галузі 9,8% (рис. 1).

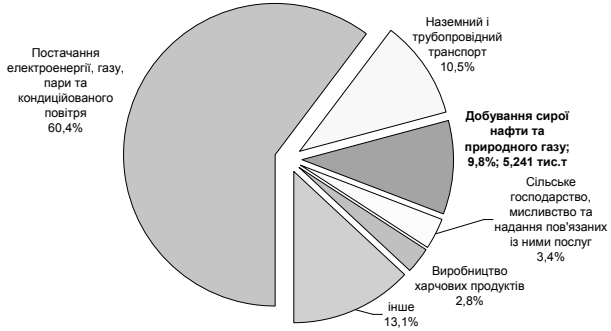


Рисунок 1 – Викиди забруднюючих речовин у атмосферне повітря за видами економічної діяльності (%) у Харківській області [1]

Компанії, що здійснюють викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря, скиди забруднюючих речовин у водні

об'єкти або розміщення відходів (за окремими винятками), сплачують екологічний податок. Ставки екологічного податку залежать від виду джерела та об'єкта забруднення, виду та концентрації відходів тощо. Розподіл екологічного податку серед бюджетів різних рівнів змінено (рис. 2). Законопроект № 5190 «Про внесення змін до Бюджетного кодексу України щодо зміни спрямування екологічного податку» від 28.09.2016 пропонує змінити напрямки податкових надходжень від екологічного податку. Так, ініціатори законопроекту пропонують спрямувати 35% надходжень від екологічного податку для формування спецфонду Держбюджету. Позитивно можна оцінювати той факт, що надходження від екологічного податку спрямовуватимуться не до загального фонду Держбюджету (який не передбачає цільового використання коштів), а до спецфонду. За даними ДФС у Харківській області за 2016 рік сплачено 57,8 млн. грн. Зокрема, до місцевих бюджетів надійшло 46,3 млн.грн., що на 12,7 млн.грн. більше, ніж за 2015 рік.

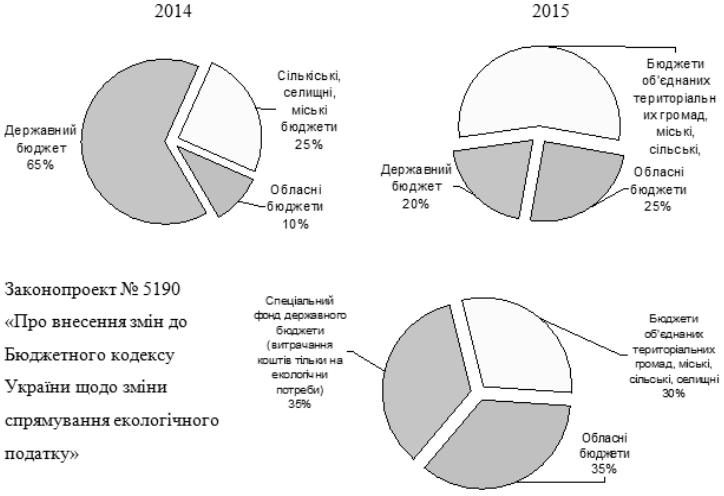


Рисунок 2 – Розподіл екологічного податку серед бюджетів різних рівнів

У підсумку слід зазначити, що головною метою економічного механізму є стимулювання природокористувачів і забруднювачів навколишнього середовища до зменшення шкідливого впливу на навколишнє природне середовище та раціонального використання природних ресурсів.

Екологічні податки вважаються ефективним інструментом екологічної політики та застосовуються для боротьби із забрудненням навколишнього природного середовища. А з точки зору концепції стійкого розвитку, використання економічного механізму у природоохоронній діяльності сприяє розвитку інноваційних технологій, змушує забруднювачів використовувати більш екологічно чисті або створювати нові технології.

Перелік використаної літератури:

1.Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2015 році/ Міністерство екології та природних ресурсів України: офіційний сайт: http://www.menr.gov.ua

УДК 528

С.Л.ПРОСКУРА
НТУ «Київський політехнічний інститут»

РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

У статті розглядаються головні завдання радіоекологічного моніторингу, а також система , яка повинна бути первинним джерелом оповіщення у разі виникнення небезпечних для здоров'я людини або навколишнього середовища умов, пов'язаних з погіршенням радіоекологічної обстановки. Вона автоматизує процеси постійного контролю і моніторингу радіаційного стану природного середовища об'єктів Чорнобильської зони відчуження , виконує комплексну обробку показників, прийнятих із сенсорів (датчиків) постів, детально аналізує та систематизує результати обробки. Об'єднання мережі автоматизованих постів контролю для безперервного моніторингу навколишнього середовища ЧЗВ має передбачати періодичне опитування датчиків і занесення відповідно отриманих показників у базу даних, яка стане джерелом даних, необхідних для роботи системи і формування звіту для міністерства

***Ключові слова*:** *радіоекологічний моніторинг, дози радіації, контроль і моніторинг радіаційного стану, інтерактивна мапа постів.*

Актуальність дослідження. Розвиток паливно-енергетичного комплексу України в період до 2030р. тісно пов'язується з ядерною енергетикою . Саме їй відводиться провідна роль у загальному балансі виробництва електроенергії в країні. Реальність і здійсненність такого

підходу в державній енергетичній політиці безпосередньо залежить від того, наскільки безпечно, надійно і ефективно буде функціонувати ядерно-енергетична галузь[2].

Атомна енергія несе величезні можливості, але водночас й величезну небезпеку. Використання «мирного» атому є надзвичайно небезпечним процесом. Будь-яке підприємство ядерно-паливного циклу несе потенційну загрозу екології навколишнього середовища [7].

Водночас, не дивлячись на проблеми забруднення природного середовища викидами при повсякденній роботі таких підприємств, завжди існує загроза виникнення позаштатних ситуацій, які в найгіршому випадку можуть призвести до неконтрольованих процесів розпаду ядерного палива, руйнування оболонки реактору та викидів радіоактивних речовин у навколишнє середовище [3, 5].

Такою позаштатною ситуацією стала Чорнобильська катастрофа 1986 року, що стала найбільшою у світі техногенною ядерною катастрофою. В результаті навколо ЧАЕС було створено 30-кілометрову зону відчуження [1, 4, 8].

З метою комплексної оцінки впливу даної техногенної зони на екологічну ситуацію в зоні сильного радіоактивного забруднення в Україні і в цілому, здійснюється **радіоекологічний моніторинг** основних складових довкілля на різних територіальних рівнях за характерними лише для нашої держави показниками.

Так, Іванов Є.А., у своїй книжці «Радіоекологічні дослідження" у розділі «Радіоекологічний моніторинг в Україні» [6] визначає , що головними завданнями радіоекологічного моніторингу вважають:

1) спостереження і контроль за станом забрудненої радіонуклідами зони відчуження, окремих, особливо небезпечних компонентів довкілля, і розробка заходів щодо зниження їхньої небезпеки;

2) вивчення стану об'єктів природного середовища, згідно з параметрами, що характеризують радіаційну ситуацію у забрудненій зоні і за її межами;

3) виявлення тенденцій зміни рівнів забруднення довкілля в зв'язку з функціонуванням екологічно небезпечних радіаційно-ядерних об'єктів і під час реалізації реабілітаційних заходів на забруднених територіях;

4) аналіз тенденцій зміни показників здоров'я населення, що проживає на забруднених радіонуклідами територіях;

5) геоінформаційне забезпечення прогнозу радіаційної ситуації у зоні відчуження і в Україні в цілому.

Постановка завдання. Метою роботи є автоматизація процесів постійного контролю і моніторингу радіаційного стану природного середовища об'єктів Чорнобильської зони відчуження, виконання комплексної обробки показників, прийнятих із сенсорів (датчиків) постів, систематизація та візуалізація результатів обробки, створення звіту для профільного міністерства.

Науково-практичні результати. Об'єднання мережі автоматизованих постів контролю для безперервного моніторингу навколишнього середовища ЧЗВ має передбачати періодичне опитування датчиків і занесення відповідно отриманих показників у базу даних, яка стане джерелом даних, необхідних для роботи системи.

Вкладки на головному модулі системи (рис.1) дозволяють переглядати показники з аспіраційних установок, метеорологічних станцій, омброметрів, водних постів, подій з постів спостереження, інтерактивну мапу, на якій зображуються маркери станів постів та інформація про їх роботу, та екстрені повідомлення.

Зокрема, контент з аспіраційних установок (рис.1-приведено у зменшеному вигляді) містить дату опитування , номер посту, назву посту, показання блоку детектування гамма-випромінювання, поточний напір та поточні витрати установки,

час прокачування та об'єм, температуру посту та статус двигуна установки.

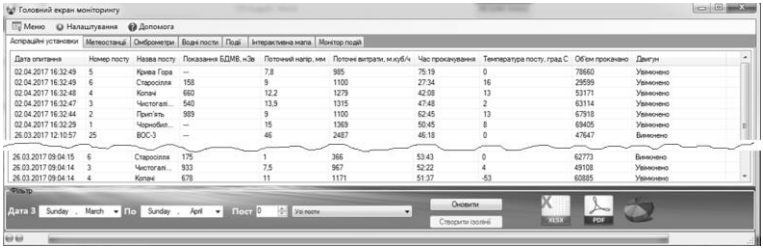


Рис. 1 - Головний модуль програми з відображеними показниками з аспіраційних установок

Модуль метеорологічних станцій оперує такими показниками: середня (за годину) температура повітря на висоті 3 та 10 метрів, відносна вологість повітря на висоті 3 та 10 метрів, атмосферний тиск, швидкість та напрям вітру на висоті 3 метри за 3 секунди, 2 хвилини, 10 хвилин. Модуль показників з оброметричних установок повідомляє про кількість опадів за певний період. Вкладка інтерактивної мапи стану постів, яка представлена на рис.2, містить короткі характеристики загального стану: номер поста, дата останнього опитування (дата останнього отримання показників з посту), об'єм прокачки, доза радіації, кількість опадів.

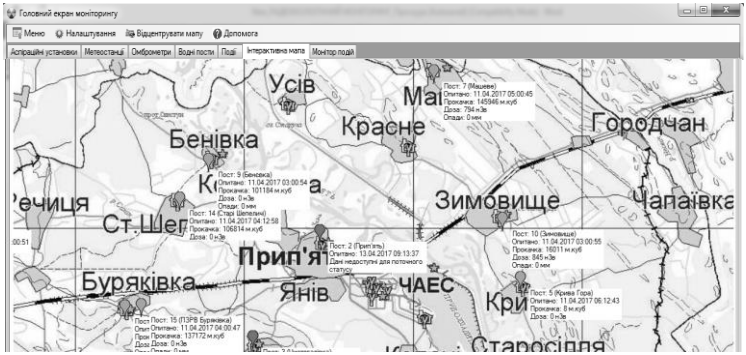


Рис. 3 Головний модуль програми з відображеною інтерактивною мапою

Модуль списку нагальних подій, надає користувачеві можливість вибірки за різними критеріями: перевищення дози, відсутність зв'язку, помилка, відкриття/закриття дверей шафи чи посту, пожежа, наявність чи відсутність напруги. Користувач може обрати необхідні типи подій та переглянути їх за останній тиждень.

Для формування звіту про виконаний радіоекологічний моніторинг Чорнобильської зони відчуження застосовуються показники мінімальної, середньої та максимальної дози радіації, а також дати, коли було зафіксовано максимальний показник. Вибрані дані можна експортувати у MS Excel або зберегти у вигляді стандартного звіту підприємства у форматі «.pdf» .

Висновки. У статті приведена система автоматизації радіоекологічного моніторингу природного середовища об'єктів Чорнобильської зони відчуження, яка автоматизує процеси постійного контролю і моніторингу радіаційного стану, виконує комплексну обробку показників, систематизує результати обробки, візуально відображає їх та створює звіт про виконаний радіоекологічний моніторинг Чорнобильської зони відчуження для профільного міністерства.

Перелік використаної літератури:

1. Указ Президента України «Про оголошення природної території загально зоологічним заказником загальнодержавного значення «Чорнобильський спеціальний» від 13.08.2007 № 700/2007 .

2. Барбашев С. В. «Экологическая безопасность АЭС Украины: проблемы и пути их решения» / Барбашев С. В. – Одеса: ДП НАЕК «Енергоатом Астропринт», 2013. – 117 с.

3. Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища».

4. Закон України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» від 27.02.1991 № 791а-XII

5. Закон України «Про охорону праці» від 14.10.1992 № 2694-XII

6. Іванов Є.А. «Радіоекологічні дослідження», «Радіоекологічний моніторинг в Україні» Електронний ресурс http://eduknigi.com/ekol_view.php?id=568

7. Яцик А.В. «Екологічна безпека в Україні» / Яцик А.В. - Київ, «Генеза», 2001 р. - 216 с.

8. Інформація про розміщення постів спостереження ЧЗВ – [Електронний ресурс] / Веб-портал Чорнобильської АЕС. – Режим доступу: http://www.chnpp.gov.ua/

УДК 504.7.064.3:614(083,74)

Б.М. Комариста (старший викладач), В.І. Бендюг (доцент)
Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського»

АВТОМАТИЗОВАНА СИСТЕМА ОЦІНКИ ВПЛИВУ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ ПРОДУКТУ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ

В статті розглянуто запропонований метод для розрахунку впливу життєвого циклу продукту на навколишнє середовище. Даний метод базується на індексній оцінці. Індексні показники враховують категорії факторів, які негативно можуть впливати на навколишнє середовище. Серед складових навколишнього середовища, для яких оцінювався негативний вплив, обрані категорії «Здоров'я людини», «Екосистеми», «Клімат» і «Ресурси». Для автоматизації застосування запропонованої методики розроблений програмний комплекс, який спрощує процес оцінки впливу життєвого циклу продукту на навколишнє середовище.

Ключові слова: *оцінка життєвого циклу, оцінка впливу життєвого циклу, вплив на навколишнє середовище, автоматизована система.*

Оцінювання життєвого циклу продукції (ЖЦП) – один з найпоширеніших методів кількісного визначення екологічності продукції. Використання цього інструменту дає змогу фахівцям визначати вплив продукції протягом життєвого циклу (ЖЦ) на зміну клімату, виснаження озонового шару, збіднення ресурсів і т.д. Порівняння на такій основі декількох варіантів продукційних систем дозволяє обґрунтовано прийняти рішення, визначитись із вибором, який якнайменше впливатиме на здоров'я людини, довкілля та виснаження ресурсів.

Введення Міжнародною організацією стандартизації стандартів серії ISO 14000 «Екологічне керування», а також стандартів серії ISO 14040 – «Екологічне керування. Оцінювання життєвого циклу» та надання їм чинності в Україні дозволяє говорити про збільшення зусиль на національному рівні щодо покращення екологічності продукції, екологізації виробництв та позитивні кроки на шляху до сталого розвитку суспільства.

Це обумовлює актуальність досліджень, спрямованих на розроблення та впровадження методики оцінювання екологічності продукції, впливу продукційних систем протягом ЖЦ на людину й оточуюче її середовище.

Метод оцінки життєвого циклу ОЖЦ включає в себе [1]: проведення інвентаризації відповідних вхідних та вихідних потоків продукційної системи; оцінювання потенційних впливів на навколишнє середовище (НС), пов'язаних з цими потоками; інтерпретацію результатів інвентаризаційного аналізу та етапів оцінки впливів в залежності від мети дослідження.

За допомогою цього методу оцінюють екологічні аспекти та потенційні впливи протягом всього ЖЦП (тобто «від колиски до могили») від придбання сировини до виробництва, експлуатації та утилізації. Основними категоріями впливів на НС є використання ресурсів, здоров’я людини та екологічні наслідки.

Метод ОЖЦ дає можливість [2]: поліпшення екологічних аспектів продукту в різні моменти його ЖЦ; прийняття рішень в промислових, державних або недержавних організаціях – як, наприклад, при стратегічному плануванні, визначенні пріоритетів, проектуванні та перепроектуванні продукції або процесу; вибору відповідних показників екологічної ефективності, включаючи методи вимірювань; маркетингу, наприклад, при заяві про екологічний позов, пов'язаний з системою екологічного маркування або декларацією про екологічну чистоту продукції.

Метою оцінки впливу життєвого циклу (ОВЖЦ) є інтерпретація даних інвентаризації. Після етапу вибору категорій впливу та розподілу між ними даних інвентаризації, потрібно провести етап оцінювання результатів - характеризацію.

Під час проведення етапу характеризації необхідно кожен фактор приписати до потенційного впливу певної категорії. При цьому потенційний вплив фактору визначається відносно домінуючого коефіцієнту категорії, наприклад, для потенціалу зміни клімату - це звичайно 1 кг викидів діоксиду вуглецю. Характеризаційні коефіцієнти речовини (відносні впливи) потрібно помножити на кількість кожного викиду. Надалі результуючі значення впливу підсумовуються у межах своєї категорії з отриманням індикатору цієї категорії впливу [1-2]. Після проведення характеризації прийнято представляти результати розрахунків у вигляді профілю ОВЖЦ по кожній категорії впливу.

$$J_{IMP_i} = \sum_j E_j \cdot K_{CHR_{i,j}}, \qquad (1)$$

де J_{IMP_i} - індикатор категорії впливу, значення індикатору віднесене до функціональної одиниці (ФО) для *i*-ої категорії впливу, ФО – це та кількість одиниць продукції, для якої здійснюється збирання даних і обчислювальні процедури; E_j – викиди *j*-ої шкідливої речовини або споживання *j*-го ресурсу на ФО; $K_{CHR_{i,j}}$ – характеризаційний коефіцієнт *j*-го викиду або *j*-го ресурсу для *i*-ої категорії впливу.

Виділяють наступні категорії моделі оцінювання впливу життєвого циклу продукційної системи [1]: ACD – підкислення екосистем; CLM – зміна клімату; LND – використання землі; OZD – виснаження озонового шару; PCS – фотохімічний смог; RES – абіотичні ресурси; SBS – вплив викидів на здоров'я людини; TEU – евтрофікація наземних екосистем; TOX – вплив викидів на екосистеми; WEU – евтрофікація водних екосистем.

Категорії впливу формуються з більш дрібних підкатегорій, які за необхідності можуть бути розширені у рамках запропонованих категорій. Можуть бути включені додаткові або змінені підкатегорії, наприклад, у межах категорії «Вплив викидів на екосистеми»: прямі впливи викидів на морські або прісноводні відкладення; у межах категорії «Використання землі»: підкатегорії за видами земель (міська промислова зона, міська зелена зона, пасовища, орні землі тощо) або за географічно-кліматичними зонами (альпійська, степова, панонійська, анатолійська тощо).

Пропонується згрупувати категорії впливу в наступні категорії захисту «Здоров'я (людини)», «Екосистеми», «Клімат» і «Ресурси», об'єднання яких дозволяє одержати індекс шкідливості продукційної системи J_{HZD} (рис. 1).

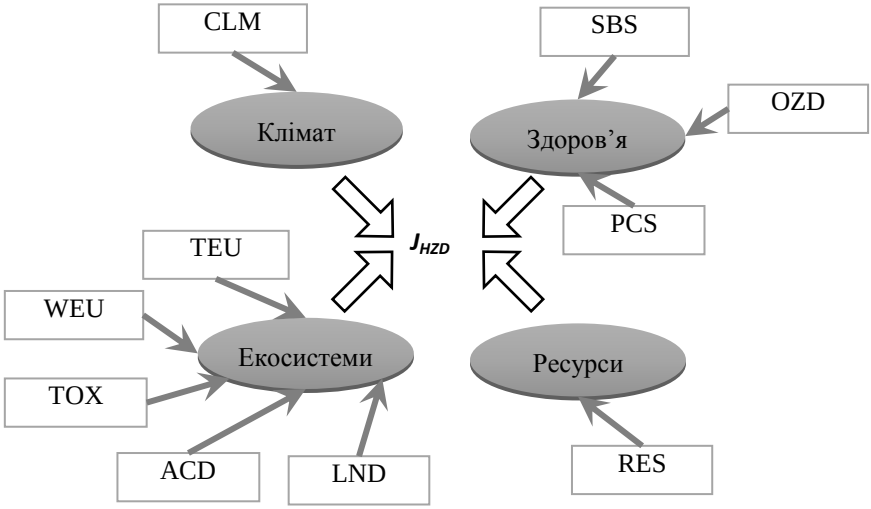


Рисунок 1 - Схема визначення рівня шкідливості ЖЦП

Для визначення індексів категорій захисту використовується наступна процедура групування:

$$J_{PTC_l} = \sum_k J_{IMP_k} \cdot K_{WCF_k} , \quad (2)$$

де J_{PTC_l} – значення індикатору віднесене для *l*-ої категорії захисту; J_{IMP_k} – значення індикатору для *k*-ої категорії впливу; K_{WCF_k} – коефіцієнт зважування для *k*-ої категорії впливу.

Після застосування коефіцієнтів зважування категорій впливу отримаєм залежність для розрахунку індексу J_{HZD} на основі індексів, що враховують різні категорії захисту:

$$J_{HZD} = J_{CLT} + J_{HLT} + J_{RCS} + J_{ECS} , \quad (3)$$

де J_{HZD} – індекс шкідливості продукту; J_{CLT} – індекс шкоди клімату; J_{HLT} – індекс шкоди здоров'ю людини; J_{RCS} – індекс шкоди природним ресурсам; J_{ECS} – індекс шкоди екосистемам.

При цьому індекси врахування категорій захисту із застосуванням вагових коефіцієнтів розраховуються за наступними залежностями:

$$J_{CLT} = 0,182 \cdot CLM , \quad (4)$$

$$J_{HLT} = 0,066 \cdot SBS + 0,131 \cdot OZD + 0,068 \cdot PCS , \quad (5)$$

$$J_{RCS} = 0,129 \cdot RES , \quad (6)$$

$$J_{ECS} = 0,061 \cdot TEU + 0,079 \cdot WEU + 0,085 \cdot TOX + 0,092 \cdot ACD + 0,106 \cdot LND , \quad (7)$$

Чим більше значення індексу шкідливості продукту J_{HZD}, тим більше шкоди спричиняє продукт на категорії захисту: «Здоров'я», «Екосистеми», «Клімат» і «Ресурси».

Для зручності використання, індекс шкідливості продукту J_{HZD} був трансформований в унітарний індекс шкідливого впливу продукту I_{HIP} з інтервалом можливих значень від 0 до 1, де 1 відповідає найгіршому рівню впливу категорій впливу на обрані категорії захисту [2].

Підгрупи індикаторів для отримання категорій впливу в даній методиці були взяті з методу IMPACT 2002+ [3], який

включає 14 категорій середніх точок (категорій впливу) та чотири категорії захисту (рис. 2).

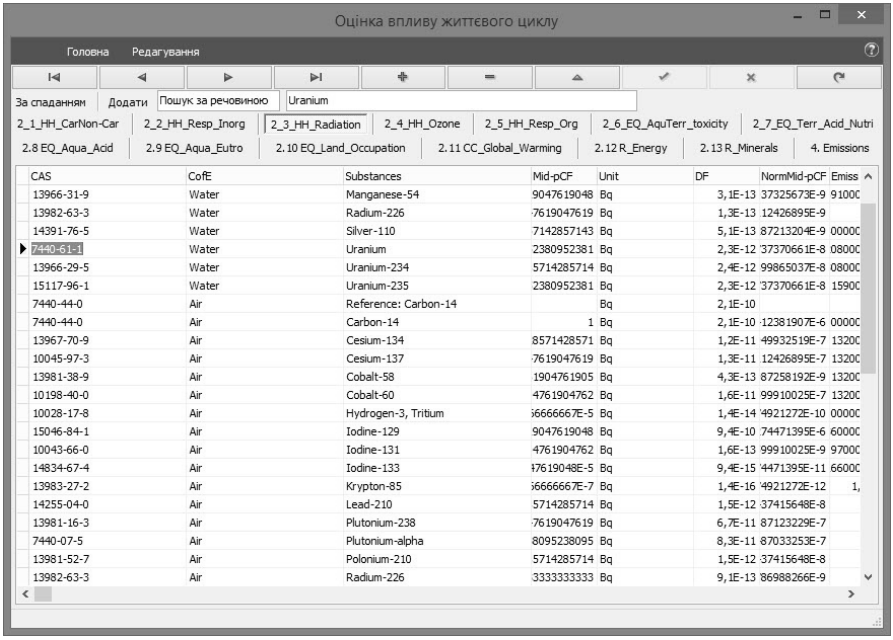


Рисунок 2 – Вікно СКБД програмного комплексу оцінки впливу ЖЦ

Для реалізації запропонованої методики був створений автоматизований програмний комплекс. Даний комплекс включає систему керування базою даних (СКБД) на основі даних з методики IMPACT 2002+ і включає в себе 14 таблиць даних, що містять від десятка записів до кількох тисяч (рис. 2). СКБД дозволяє виконувати сортування та пошук інформації в таблицях бази даних за ключовим словом для подальшого використання необхідної інформації при розрахунку індексів категорій захисту та унітарного індексу шкідливого впливу продукту I_{HIP}. Крім іншого, СКБД має стандартні засоби додавання та редагування даних в таблицях, для чого

передбачена панель керування базою даних у верхній частині вікна.

Розрахункова частина автоматизованої системи оцінки впливу життєвого циклу продукту на НС представлена на рис. 3.

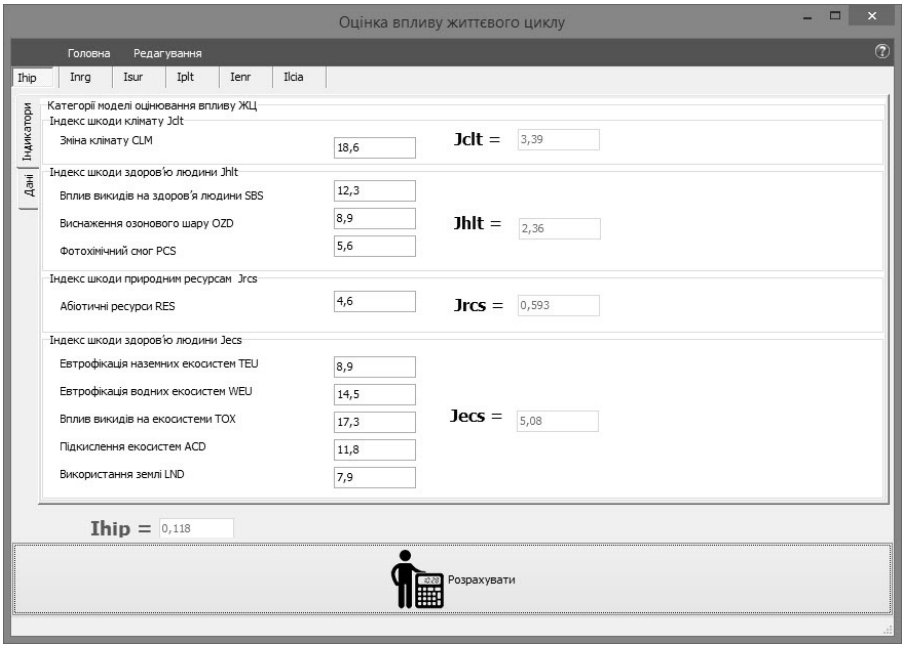


Рисунок 3 – Вікно розрахунку індексу I_{HIP} автоматизованої системи оцінки впливу ЖЦ

Розроблена автоматизована система оцінки впливу потенційно небезпечних факторів протягом ЖЦП на навколишнє середовище, дозволяє на основі запропонованої методики спростити процес оцінки впливу ЖЦ. Автоматизована система ОВЖЦ дозволяє визначити рівень впливу обраних негативних категорій на основі отриманих значень індексів шкоди на такі складові НС, як «Здоров'я», «Екосистеми», «Клімат» і «Ресурси».

Перелік використаної літератури:

1. Бендюг В.І. Екологічний контроль у життєвому циклі продукту [Текст] / В.І. Бендюг, Б.М. Комариста // V Міжнар. наук.-практ. конф. «Инновационные пути модернизации базовых отраслей промышленности, энерго- и ресурсосбережение, охрана окружающей природной среды», 23-24 ,березня 2016 р., Харків. – С. 89-91.

2. Бендюг В.І. Зведена методологія оцінки впливу життєвого циклу продукту [Текст], В.І. Бендюг, Б.М. Комариста, О.С. Бондаренко // Комп'ютерне моделювання в хімії, технологіях і системах сталого розвитку: Збірник наук. статей 4-ї міжнар. наук.-практ. конф. – Київ: НТУУ «КПІ», 2014. – С. 245-250.

3. Humbert, S. IMPACT 2002+: User Guide. Draft for version Q2.21 [Текст] / S. Humbert, A. Schryver, X. Bengoa, M. Margni, O. Jolliet; Quantis. - Lausanne, Switzerland, 2012. – 45 p.

УДК 504:669.181.28:543.544

И.В. ГРАЙВОРОНСКАЯ, Э.Б. ХОБОТОВА
Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет

ШЛАКОВЫЕ АДСОРБЕНТЫ ОРГАНИЧЕСКИХ КРАСИТЕЛЕЙ ПРОМЫШЛЕННЫХ ВОД

Показана возможность сорбции шлаком органических соединений. Определена зависимость количественных показателей сорбции от кислотности растворов органических красителей. На примере растворов сорбата МС показано уменьшение величины сорбции и эффективности очистки растворов с уменьшением pH, что определяется протонированием молекулы органического красителя.

Ключевые слова: *шлак, адсорбция, органический краситель, сорбат, кислотность жидкой фазы.*

Одним из видов многотоннажных отходов являются шлаки металлургических производств. В литературе [1-2] имеются сведения по их вторичному использованию, в том числе в виде сорбентов различных компонентов сточных вод. Ранее нами [3-5] исследованы сорбционные характеристики шлака Побужского ферроникелевого комбината (ПФНК). Определен минералогический состав ферроникелевого шлака. Доказано наличие сорбционных свойств шлака по отношению к органическим соединениям и выявлены условия химической активации шлака. Показано, что при сорбции красителя метиленового синего (МС) оптимальной является кислотная химическая активация. Однако природа активирующего соединения может варьировать в зависимости от вида сорбата. Помимо этого остается открытым вопрос об изменении эффективности сорбции в зависимости от pH растворов сорбата.

Целью работы являлось изучение процессов сорбции металлургическим шлаком органических красителей в зависимости от кислотности их жидкой фазы.

Выбор методов исследования основан на необходимости изучения минералогического и элементного составов шлака, структуры его поверхности, радиоактивных и сорбционных свойств. Методами исследования являлись рентгенофазовый, гамма-спектрометрический, электронно-зондового микроанализа, атомно-абсорбционный, петрографический, спектрофотометрический, ИК-спектрофотометрии и капиллярного электрофореза.

Кислотность водных растворов, из которых происходит сорбция органических красителей, влияет на протекание сорбции и изменяет ее количественные показатели. На рис. 1 показано уменьшение концентрации МС во времени при его сорбции из растворов с различным pH. Сорбция из очень кислых и щелочных растворов менее интенсивная, чем из нейтральных сред. Увеличение pH с 2,2 до 4,8 приводит к более значительному ускорению сорбции, чем при дальнейшем повышении pH до 10,4. Причем разница в скорости сорбции из растворов с различными pH увеличивается во времени. Количественные показатели сорбции МС при различной кислотности среды представлены в таблице 1. Практически полное извлечение МС из растворов возможно при $4{,}8 \leq \text{pH} \leq 10{,}4$ за интервал времени не менее 7 суток. Эффективность извлечения МС за данный интервал составляет 89-97 %, а величина адсорбции (a) равна 90-93 % от ее предела (рис. 2).

Изменение кислотности жидкой среды может влиять как на свойства самого сорбента, так и на свойства молекул сорбата. При длительной выдержке в воде металлургического шлака из него вымываются силикат-ионы, которые подвергаются гидролизу, в результате чего pH воды повышается с 6,65 до 8,15.

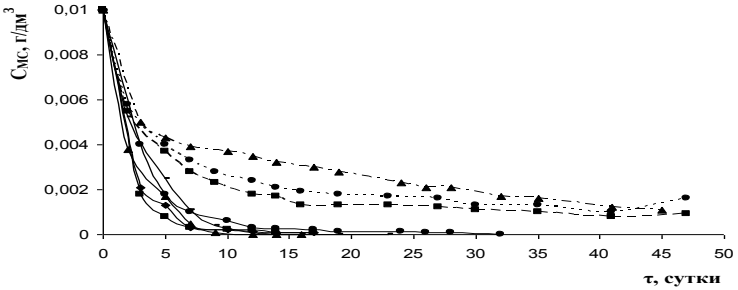


Рис. 1 – Изменение во времени концентрации растворов МС при сорбции шлаковым сорбентом из растворов с pH: 1 – 1,95; 2 – 2,2; 3 – 4,8; 4 – 6,4; 5 – 8; 6 – 8,5; 7 – 10,4; 8 – 12,4

Повышение кислотности раствора сорбата способствует образованию на поверхности шлака гелеобразного слоя кремниевой кислоты H_2SiO_3, который должен обладать хорошими сорбционными свойствами. Однако из очень кислых растворов сорбция МС затруднена по сравнению с сорбцией из нейтральных растворов.

В более кислой области подавляется диссоциация силанольных групп, уменьшается заряд поверхности и электростатический вклад в осуществление адсорбции. В области pH>10,4 возможно превращение части силанольных групп в силоксановые за счет связывания иона водорода гидроксид-ионами, подавляется гидролиз силикатов, и разрушается уже образовавшийся гелеобразный слой кремниевой кислоты.

Эффективность адсорбции уменьшается в результате потери данной составляющей адсорбции на фоне сохраняющихся на прежнем уровне факторов: количества аморфного вещества, степени разрыхления поверхности шлака: и усиливающих адсорбцию факторов: увеличения отрицательного заряда поверхности, в некоторых случаях появления положительного заряда органических красителей

Таблица 1 – Зависимость *a* шлакового сорбента и эффективности очистки растворов от МС при различных pH растворов

pH растворов МС	Показатели сорбции	Время сорбции, сутки						
		2	3	5	7	9	10	12
1,95	*a*, мг/г	0,084	-	0,12	0,134	0,144	-	0,152
	Эффективность очистки, %	42	-	60	67	72	-	76
2,2	*a*, мг/г	0,09	-	0,126	0,144	0,154	-	0,164
	Эффективность очистки, %	45	-	63	72	77	-	82
4,8	*a*, мг/г	0,096	-	0,15	0,178	0,192	-	0,198
	Эффективность очистки, %	48	-	75	89	96	-	99
5,5	*a*, мг/г	0,112	-	0,16	0,184	0,195	-	0,199
	Эффективность очистки, %	56	-	80	92	97,5	-	99,5
6,4	*a*, мг/г	0,124	-	0,166	0,19	0,198	-	0,2
	Эффективность очистки, %	62	-	83	95	99	-	100
8	*a*, мг/г	-	0,164	0,184	0,194	-	0,196	0,196
	Эффективность очистки, %	-	82	92	97	-	98	98
8,5	*a*, мг/г	-	0,158	0,174	0,194	-	0,196	0,1972
	Эффективность очистки, %	-	79	87	97	-	98	98,6
10,4	*a*, мг/г	-	0,12	0,164	0,18	-	0,188	0,194
	Эффективность очистки, %	-	60	82	90	-	94	97
12,4	*a*, мг/г	-	0,1	0,114	0,122	-	0,126	0,13
	Эффективность очистки, %	-	50	57	61	-	63	65

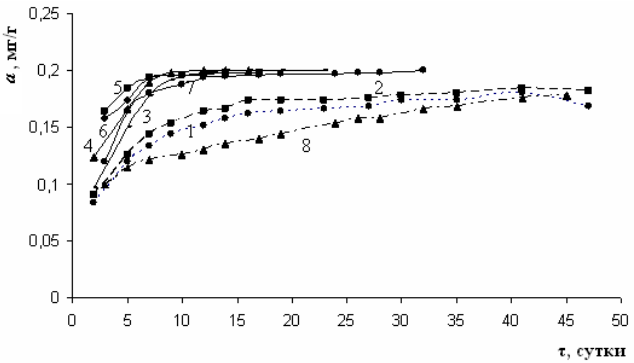
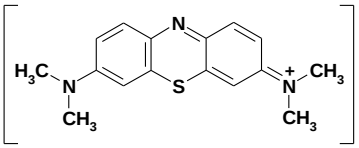
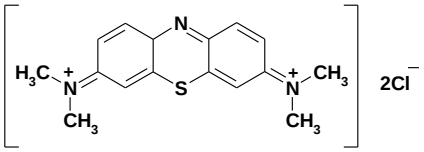


Рис. 2 – Изменение во времени *a* при сорбции шлаковым сорбентом из растворов с pH: 1 – 1,95; 2 – 2,2; 3 – 4,8; 4 – 6,4; 5 – 8; 6 – 8,5; 7 – 10,4; 8 – 12,4

Таким образом, наряду с модификацией поверхности, важную роль при интенсификации сорбции МС из растворов с pH>4,8 играет изменение свойств молекул сорбатов – органических красителей. Сорбция осуществляется на поверхности, морфология которой изменена в процессе активации и в дальнейшем остается практически стабильной с позиций сорбционных свойств.

Индикатор МС относится к окислительно-восстановительным индикаторам, чувствительным к изменению pH и ионной силы раствора. Восстановленная форма МС бесцветна. Окислительно-восстановительные потенциалы E^0 МС при различных pH следующие: при pH 0 E^0=+0,53 В; при pH 7 E^0=+0,011 В. С увеличением кислотности МС проявляет себя как более сильный окислитель, при этом сорбция его шлаком уменьшается. Это можно связать с протонированием МС в кислой среде и образованием формы, обладающей более высокими окислительными свойствами, которая сорбируется в меньшей степени.





Бесцветная восстановленная форма в исследованном интервале pH 1,95-12,4 не зафиксирована.

Количественные показатели сорбции шлаковым сорбентом молекул из водной фазы зависят от ее кислотности. На примере растворов сорбата МС показано уменьшение величины сорбции и эффективности очистки растворов с уменьшением pH, что

определяется протонированием молекулы органического красителя. Применение адсорбции для очистки сточных вод от органических красителей является экономически целесообразным, чему отвечают высокие показатели адсорбционного метода.

Список использованной литературы:

1. Приймак Т. И. Использование магнезиально-железистых шлаков сухой грануляции для производства шлакосиликатных сорбентов / Т. И. Приймак, В. В. Тимашев, В. И. Черкесова и др. // Минеральное сырье и отходы промышленности для производства строительных и технических материалов. Л.: Наука, 1982. – С. 105-108.

2. Зосин А. П. Адсорбенты на основе магнезиально-железистых шлаков цветной металлургии для очистки технологических стоков от катионов цветных металлов / А. П. Зосин, Т. И. Приймак, Л. Б. Кошкина, В. А. Маслобоев // Вестник МГТУ. – 2008. – Т. 11, № 3. – С. 502-505.

3. Хоботова Э. Б. Исследование сорбционных свойств шлаков ферроникелевого производства / Э. Б. Хоботова, И. В. Грайворонская, В. В. Даценко, В. Н. Баумер // Экология и промышленность. – 2009. – № 4. – С. 68-72.

4. Хоботова Э. Б. Изучение условий активации шлакового сорбента / Э. Б. Хоботова, И. В. Грайворонская, В. В. Даценко, В. Н. Баумер // Вісник Донецького нац. ун-тету. Сер. А: Природничі науки. – 2009. – Вип. 2. – С. 400-406.

5. Грайворонская И. В. Выявление сорбционных свойств ферросплавных шлаков в зависимости от их структуры и состава // Экология и промышленность. – 2010. – № 3. – С. 46-52.

УДК 504.05

В.Р. КОСТАНЯН, к.т.н. (начальник сектору),
В.О. БАБЕНКО (провідний інженер)
Інститут транспорту газу (м. Харків)

РОЗРОБЛЕННЯ ТА ВПРОВАДЖЕННЯ СИСТЕМИ КЕРУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ГАЗОТРАНСПОРТНОЇ СИСТЕМИ (ГАЗОСХОВИЩ)

У статті розглянуто системні питання розроблення та впровадження системи керування екологічною безпекою газотранспортної системи та газосховищ з урахуванням вимог міжнародного стандарту ISO 14001 та загальновизнаного європейського стандарту газової інфраструктури EN 16348.

***Ключові слова**: газосховище, газотранспортна система, екологічна безпека, система керування, стандарт.*

Вступ. Загальний стан екологічної безпеки в Україні досить складний. Єширoке розмаїття чинників (як природного, так і антропогенного характеру), які продовжують ускладнювати її стан у просторово-часовому аспекті. Це значною мірою впливає на стан довкілля та призводить до погіршення умов життєдіяльності людей.

Наведені обставини зумовлюють нагальну потребу комплексно вивчати та розв'язувати проблеми, пов'язані з екологічною безпекою.

Аналізування проблеми. Вимоги до системи екологічного керування визначено в міжнародному стандарті ISO 14001 [1], прийнятому в Україні як національний стандарт ДСТУ ISO 14001 [2]. Цей стандарт застосовний до будь-якої

організації, незалежно від її розміру, типу та особливостей і поширюється на визначені організацією екологічні аспекти її діяльності, продукції та послуг, які вона може контролювати чи на які вона може впливати протягом передбачуваного життєвого циклу.

Стандарт не встановлює конкретних критеріїв екологічної діяльності.

Переважна більшість об'єктів газотранспортної системи (ГТС) та газосховищ є об'єктами підвищеної небезпеки (ОПН), зокрема екологічної небезпеки. Тому питання створення та ефективного функціювання системи керування екологічною безпекою (СКЕБ) нацих об'єктах є актуальним завданням.

Загальновизнаний європейський стандарт EN 16348 [3], якого у найближчий час буде прийнято в Україні як національний ДСТУ EN 16348 [4] (автори статті беруть безпосередню участь в його прийманні), містить усі заходи для впровадження системи керування безпекою (СКБ), що охоплює всю інфраструктуру Оператора ГТС. Нажаль, в [3, 4] чітко не визначено сфери керування СКБ та місце в ній СКЕБ.

Цілі дослідження. Визначити сфери керування СКЕБ ГТС (газосховища), поєднати вимоги [1] і [3], надати основні принципи побудови СКЕБ, визначити процеси, що забезпечують функціювання СКЕБ.

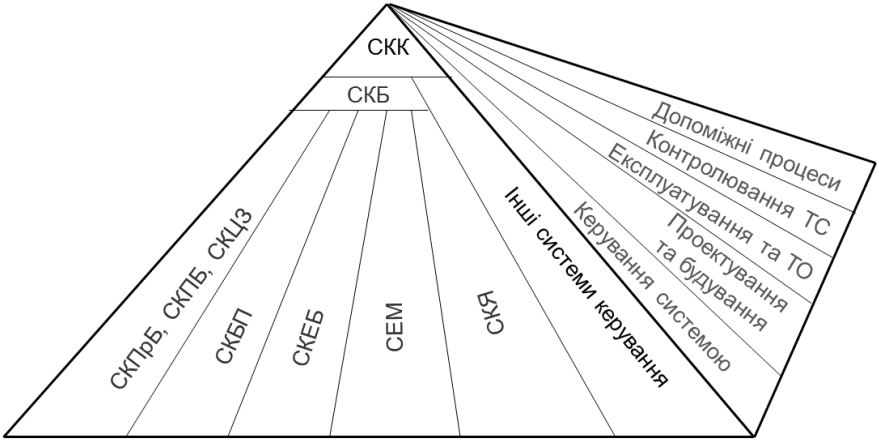
У EN 16348 [3] наведено схему побудови системи керуваннякомпанією (СКК) Оператора ГТС (газосховища).

За результатами аналізування цієї схеми можна зробити висновки:

- СКЕБ не є складником СКБ;

- не визначено процеси експлуатування та технічного обслуговування обладнання.

Для подолання цих недоліків пропонуємо іншу схему СКК, наведену на рис.1.



Скорочення: *СКК – система керування Компанією; СКБ – система керування безпекою; СКПрБ, СКПБ, СКЦЗ – системи керування промисловою, пожежною безпекою та цивільним захистом; СКБП – система керування безпекою праці; СКЕБ – система керування екологічною безпекою; СЕМ – система енергетичного менеджменту; СКЯ – система керування якістю; ТО – технічне обслуговування; ТС – технічний стан.*

Рисунок 1 – Схема побудови системи керування Компанією Операторів ГТС (газосховища)

Основні завдання СКЕБ:

- сприяти запобіганню та зменшенню (пом'якшенню) негативного впливу на довкілля, пов'язаного з діяльністю Оператора ГТС (газосховищ);
- забезпечити відповідність вимогам законодавства України, нормативним та іншим вимогам, що стосуються діяльності Оператора ГТС (газосховищ);
- сприяти постійному поліпшуванню діяльності Оператора ГТС (газосховищ) у сфері охорони довкілля;
- виконувати положення "Екологічної політики", які стосуються екологічного

керування, екологічних цілей та задач, спрямованих на запобігання негативному впливу на довкілля;

- знизити ймовірність виникнення невідповідностей під час планування заходів, виконування їх та керування суттєвими екологічні аспектами;

- постійно контролювати результативність діяльності Оператора ГТС (газосховищ) у сфері керування СКЕБ ГТС (газосховищ) та проведення відповідних коригувальних і запобіжних дій.

Основні принципи побудови СКЕБ ГТС (газосховищ):

- визначення цілей, основних завдань та сфер керування;

- ідентифікування та оцінювання екологічних аспектів (ЕА) діяльності Оператора ГТС (газосховища), а також визначення суттєвих ЕА;

- визначення та впровадження засобів керування суттєвими ЕА;

- упровадження процесного підходу;

- упровадження циклу Демінга "плануй-виконуй-перевіряй-дій" (PDCA: "Plan-do-check-act") для кожного процесу;

- періодичне аналізування результативності СКЕБ з боку вищого керівництва Оператора ГТС (газосховища);

- розроблення та впровадження заходів щодо постійного поліпшування СКЕБ.

Сфери керування СКЕБ ГТС (газосховищ):

- природокористування;

- охорона довкілля;

- екологічна безпека.

Процесовий підхід до побудови СКЕБ повинен охоплює процеси:

- керування системою;

- проектування та будування;

- експлуатування та технічне обслуговування;

- контролювання технічного стану об’єктів;

- проведення закупівель;
- моніторинг нормативних документів;
- оцінювання якості керування всіма процесами.

Основні дії, які повинен виконувати Оператор ГТС (газосховищ), а також перелік документів та засобів, наявність яких є доказом відповідності вимогам СКЕБ, наведено в таблиці 1.

Таблиця 1 – Основні дії Оператора ГТС (газосховища)

Основні дії	Документи та засоби, наявність яких є доказом відповідності вимогам СКЕБ
1	2
1 Керування системою	
Визначання зобов'язань керівництва	Екологічна політика
Визначання ресурсів, розмежування обов'язків, відповідальності й повноважень виробничих служб	Положення про виробничі служби, посадові інструкції Накази про призначення відповідальних за функціонування СКЕБ з боку керівництва на всіх рівнях керування виробництвом
Забезпечування компетентності, підготовленості та обізнаності персоналу	Методика ознайомлення працівників Оператора ГТС (газосховища), сторонніх організацій з "Екологічною політикою", суттєвими екологічними аспектами та фактичними або пов'язаними з ними потенційними впливами їх роботи та екологічними вигодами від удосконалення діяльності, можливими наслідками відхилення від установлених процедур (методик)

Продовження таблиці 1

1	2
Визначання компетентності та підготовленості працівників сторонніх організацій, які виконують завдання Оператора ГТС	Порядок допуску працівників сторонніх організацій для виконання робіт (завдань) на об'єктах Оператора ГТС (газосховища)
Ідентифікування та оцінювання показників екологічної безпеки	Декларації безпеки ОПН Методика ідентифікування ЕА Перелік суттєвих ЕА
Моніторинг та планування показників екологічної безпеки	Методика проведення моніторингу суттєвих ЕА
Керування інформаційними потоками, організування та підтримування мереж внутрішнього зв'язку	Внутрішній корпоративний портал Оператора ГТС (газосховища)
Взаємодія зі споживачами та постачальниками; взаємодія з органами виконавчої влади; взаємодія з третіми особами; інформування суспільства	Портал Оператора ГТС (газосховища) в мережі Інтернет
Аудит і перевіряння	Контрольні листи, Акти, Протоколи, Плани заходів щодо усунення невідповідностей, НД з перевіряння стану екологічно небезпечних об'єктів
Аналізування СКЕБ з боку керівництва	Звітні документи

Продовження таблиці 1

1	2
2 Проектування та будування	
Керування проектуванням та будуванням (розроблювання, погоджування та експертиза проектної документації; виконування будівельних робіт; державний нагляд та відомчий контроль за будуванням)	Будівельні норми та стандарти з проектування та будування Проектна документація Дозвільна документація Договірна документація
3 Експлуатування та технічне обслуговування	
Експлуатування та технічне обслуговування об'єктів ГТС (газосховища)	Нормативна документація Виконавча та експлуатаційна документація Система технічного обслуговування та ремонтування обладнання
Керування роботами з ліквідації аварій	План локалізації та ліквідації аварійних ситуацій і аварій
4 Контролювання технічного стану об'єктів	
Огляди та випробовування Обстеження, вимірювання та комплексні дослідження параметрів технічного стану об'єктів ГТС (газосховища) Аналізування та прогнозування технічного стану об'єктів ГТС (газосховища)	Нормативна документація Договірна документація Засоби вимірювання та діагностування Програми і методики вимірювання і технічної діагностики Акти, результати обстеження, результати дослідження, експертні висновки

Продовження таблиці 1

1	2
5 Проведення закупівель	
Розроблювання планів закупівель Перевіряння продукції на відповідність установленим вимогам Претензійна робота	Плани закупівель Декларації про відповідність продукції технічним регламентам Договірна та дозвільна документація
6 Моніторинг нормативних документів	
Планування діяльності щодо постійного моніторингу НД Обмін інформацією між рівнями керування виробництвом	Електронні та/або друковані засоби інформації: Президента України, Верховної Ради України, Кабінету Міністрів України, центральних органів виконавчої влади, місцевих органів влади, національного органу стандартизації, Оператора ГТС (газосховища) та інші джерела
7 Оцінювання якості керування процесами	
Установлювання цілей у сферах керування СКЕБ ГТС ГТС (газосховища) Установлювання переліку показників, що характеризують досягнення цілей	Документи, що встановлюють цілі у сферах керування СКТБ ГТС (газосховища) Звітність про досягнуті цілі у сферах керування СКБ ГТС (газосховища)

Висновки

1 СКЕБ треба будувати як складову загальної системи керування безпекою ГТС (газосховища).

2 Сферами керування СКЕБ має бути: природокористування, охорона довкілля, екологічна безпека.

З СКЕБ треба будувати на основі процесного підходу, тобто вимоги екологічної безпеки мають бути враховані під час проектування та будування об'єктів ГТС (газосховищ), їх експлуатування, технічного обслуговування, контролювання технічного стану, проведення закупівель, моніторингу нормативних документів, оцінювання якості керування всіма процесами.

Список використаної літератури

1. ISO 14001:2015 Enviromental management systems-Requirements with guidance for use.

2. ДСТУ ISO 14001:2015 (ISO 14001:2015, IDT) Системи екологічного управління. Вимоги та настанови щодо застосовування.

3. EN 16348:2013 Gas infrastructure – Safety Management System (SMS) for gas transmission infrastructure and Pipeline Integrity Management System (PIMS) for gas transmission pipelines – Functional requirements.

4. ДСТУ EN 16348[*)] (EN 16348:2013, IDT) Газова інфраструктура – Система керування безпекою (SMS) для газотранспортної інфраструктури та Система керування цілісністю трубопроводу (PIMS) для магістральних газопроводів – Функційні вимоги.

[*)] На затверджені у Національному органі стандартизації України.

УДК 349.6:504.05

О.О. САВЧУК
к.ю.н., науковий співробітник НДІ ПЗІР Національної академії правових наук України, асистент кафедри екологічного права Національного юридичного університету ім. Я. Мудрого

ПРАВОВЕ РЕГУЛЮВАННЯ ОБ'ЄКТІВ, ЩО СТАНОВЛЯТЬ ПІДВИЩЕНУ ЕКОЛОГІЧНУ НЕБЕЗПЕКУ

У статті розглянуто питання щодо нормативного врегулювання об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку. Зроблено аналіз норм чинного законодавства, з урахуванням наукових доробок учених, що працюють у даній сфері.

Ключові слова: *екологічна небезпека, об'єкти, що становлять підвищену екологічну небезпеку,, небезпечні об'єкти, надзвичайна ситуація, надзвичайна ситуація.*

Особливістю соціально-економічного розвитку України в нинішній період є одночасний прояв кризових явищ в екології і економіці. Глибока економічна криза, яка вразила практично всю сферу матеріального виробництва, значною мірою загострила проблему забезпечення екологічної безпеки громадян країни [1, с. 3].

Україна з її обтяжливою структурою економіки, в якій переважає важка, добувна, металургійна, хімічна галузі промисловості, постійно опиняється перед дилемою: економічне зростання чи забезпечення сталого, екологічно коректного розвитку. І якщо на законодавчому макрорівні: на рівні конституційного регулювання, а також в основних актах екологічного законодавства чітко простежуються принципи сталого розвитку, то зовсім іншою постає картина в

господарському, податковому, господарсько-процесуальному та інших галузях, що безпосередньо регулюють господарську діяльність і, на жаль, нерідко ігнорують екологічні чинники та пріоритети суспільного розвитку. В цьому зв'язку першочергове значення набуває відображення в праві різних аспектів екологізації господарської діяльності, особливо об'єктів підвищеної небезпеки [2, с. 3].

Об'єктом підвищеної небезпеки, згідно з ЗУ «Про об'єкти підвищеної небезпеки» є об'єкт, на якому використовуються, виготовляються, переробляються, зберігаються або транспортуються одна або кілька небезпечних речовин чи категорій речовин у кількості, що дорівнює або перевищує нормативно встановлені порогові маси, а також інші об'єкти як такі, що відповідно до закону є реальною загрозою виникнення надзвичайної ситуації техногенного та природного характеру [3].

Відносини, пов'язані з діяльністю об'єктів підвищеної небезпеки, регулюються Конституцією України, цим Законом, законами України та іншими нормативно-правовими актами. Відносини, пов'язані з діяльністю об'єктів підвищеної небезпеки в межах території виключної (морської) економічної зони України та на континентальному шельфі, що здійснюється на умовах угод про розподіл продукції, регулюються цим Законом з урахуванням особливостей, передбачених Законом України "Про угоди про розподіл продукції" (ст. 2 ЗУ «Про об'єкти підвищеної небезпеки»).

Державний нагляд та контроль у сфері діяльності, пов'язаної з об'єктами підвищеної небезпеки, здійснюють уповноважені законами органи влади, в тому числі центральні органи виконавчої влади та їх територіальні органи (у разі утворення), до відання яких відповідно до закон віднесені питання: охорони праці; забезпечення екологічної безпеки та охорони навколишнього природного середовища; державного нагляду (контролю) у сферах пожежної і техногенної безпеки;

санітарно-епідемічної безпеки; містобудування. Державний нагляд і контроль за діяльністю, пов'язаною з об'єктами підвищеної небезпеки, що провадиться відповідно до умов угоди про розподіл продукції в межах території виключної (морської) економічної зони України та на континентальному шельфі, здійснюються з урахуванням особливостей, передбачених Законом України "Про угоди про розподіл продукції" та умовами відповідної угоди про розподіл продукції (ст 3 ЗУ «Про об'єкти підвищеної небезпеки») [3].

Це питання також урегульовано Постановою Кабінету Міністрів України «Про затвердження переліку видів діяльності, що становлять підвищену екологічну небезпеку» від 28 серпня 2013 р. № 808, яка містить у собі вичерпний перелік видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку. До таких відносять, зокрема: 1) у сфері теплової енергетики: теплові електростанції (ТЕС, ТЕЦ); устаткування для виробництва електроенергії, пари і гарячої води тепловою потужністю 200 кВт і більше з використанням органічного палива; 2) у сфері гідроенергетики: гідроелектростанції на річках незалежно від їх потужності (включаючи малі гідроелектростанції); гідроакумулюючі електростанції (ГАЕС); 3) у галузі атомної енергетики і атомної промисловості: ядерні установки; об'єкти, призначені для поводження з радіоактивними відходами; уранові об'єкти.

Крім того, підвищену екологічну небезпеку становлять також: виробництво у галузі чорної та кольорової металургії; об'єкти машинобудування і металообробки; видобування та переробка корисних копалин; виробництво будівельних матеріалів; хімічне виробництво; виробництво, зберігання, утилізація і знищення боєприпасів усіх видів, вибухових речовин і ракетного палива та інших токсичних хімічних речовин; поводження з небезпечними та побутовими відходами та інші об'єкти, визначені зазначеною Постановою як такі, що

становлять підвищену екологічну небезпеку з відповідними уточненнями щодо кожної діяльності [4].

Законодавством України встановлений Порядок ідентифікації та обліку об'єктів підвищеної небезпеки. Дія цього Порядку поширюється на всіх суб'єктів господарювання, у власності або користуванні яких є об'єкти, де можуть використовуватися або виготовляються, переробляються, зберігаються чи транспортуються небезпечні речовини, а також на всіх суб'єктів господарювання, які мають намір розпочати будівництво потенційно небезпечних об'єктів. Суб'єкт господарювання, у власності або користуванні якого є хоча б один потенційно небезпечний об'єкт чи який має намір розпочати будівництво такого об'єкта, організовує проведення його ідентифікації. Потенційно небезпечний об'єкт вважається об'єктом підвищеної небезпеки відповідного класу у разі, коли значення сумарної маси небезпечної або декількох небезпечних речовин, що використовуються або виготовляються, переробляються, зберігаються чи транспортуються на об'єкті, дорівнює або перевищує встановлений норматив порогової маси [5].

У науковій літературі існує точка зору, за якою пропонується вважати єдиним критерієм віднесення підприємства до об'єкту підвищеної небезпеки не вид діяльності, а тип шкідливої речовини, поводження з якою має місце у відповідному технологічному процесі, та клас його небезпеки. Такий підхід підвищить обґрунтованість віднесення тих чи інших об'єктів до категорії небезпечних і сприятиме гармонізації національного законодавства з тими нормами міжнародно-правових актів, учасницею яких є Україна [2, с. 9].

Проаналізувавши нормативно-правові акти, що регулюють питання щодо об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку, треба відмітити, що не дивлячись на загострення проблеми забезпечення екологічної безпеки громадян вона має нормативне закріплення на законодавчому рівні. Прийняття

Постанови Кабінету Міністрів № 808 від 2013 р. «Про затвердження переліку видів діяльності, що становлять підвищену екологічну небезпеку» є прямим доказом цієї тези. Дана постанова є кроком наближення до законодавства ЄС, що являє собою позитивний внесок у чинне законодавство.

Також, вважаємо доцільним погодитися з точкою зору стосовно критерія віднесення підприємств до об'єктів підвищеної небезпеки тип шкідливої речовини, поводження з якою має місце у відповідному технологічному процесі та клас його небезпеки, а не вид діяльності.

Список використаної літератури:

1. Барбашова Н. В. Правове забезпечення екологічної безпеки в процесі господарської діяльності. Автореферат дис… канд. юр. наук. – Київ. 1999. – 14 с.
2. Розумович І. М. Правове забезпечення врахування екологічних вимог при санація та приватизації об'єктів підвищеної небезпеки. Автореф. дис… канд. юр. наук. – Київ, 2007. – 19 с.
3. Закон України «Про об'єкти підвищеної небезпеки». Відомості Верховної Ради України від 13.04.2001р. – № 15. – Ст. 73.
4. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження переліку видів діяльності, що становлять підвищену екологічну небезпеку» від 28 серпня 2013 р. № 808. Офіційний вісник України від 19.11.2013 р. – № 87. – Ст. 3221.
5. Постанова Кабінету Міністрів України від 11липня 2002 р. № 956 «Про ідентифікацію та декларування безпеки об'єктів підвищеної небезпеки». Офіційний вісник України від 02.08.2002 р. – № 29. – Ст. 1357

УДК 577.23:621.3.019.32

Т.І. КУТНЯШЕНКО, О.С. ПАРФЕНЮК, І.В. КУТНЯШЕНКО
ДВНЗ «Донецький Національний Технічний Університет»

ВПЛИВ ВЛАСТИВОСТЕЙ РОБОЧОЇ СИРОВИНИ НА НАДІЙНІСТЬ БІОГАЗОВОГО УСТАТКУВАННЯ

В статті розглянуто перспективи широкого використання біогазових технологій в Україні. На прикладі моделі «дерева відмов» проаналізований вплив реологічно складної робочої сировини на надійність біогазового обладнання. Детальне вивчення механічної поведінки, адгезійних властивостей, а також процесів, що відбуваються з робочим в'язким середовищем дозволить забезпечити стабільний перебіг технологічних процесів, надійність та ефективність роботи переробного обладнання і комплексів, а також знизити ймовірність небажаного механічної поведінки перероблюваної твердофазної середовища.

Ключові слова: *біогазові технології, субстрат, механічна поведінка, надійність, реологічні властивості.*

Актуальність впровадження та розвитку біогазових технологій в Україні. Надзвичайної вагомості в теперішній час набуло питання самозабезпечення України відновлювальними енерго-сировинними ресурсами, а саме паливним газом, рідкими і твердими паливами, якісними органічними добривами і органічною сировиною для різноманіття переробних виробництв. Це можливо досягти з використанням біотехнологій, якими до теперішнього часу не приділялось і не приділяється нині належної уваги. Крім означених переваг біотехнології забезпечать покращення екологічності сільськогосподарських виробництв і забезпечать вирішення багатьох соціальних питань затятості

населення і економічної ефективності. Біогаз є найбільш перспективним газоподібним паливом, інтерес до використання якого в останні роки не тільки не зменшується, але й продовжує зростати.

Україна сьогодні знаходиться в постійній економічної залежності від імпорту джерел енергії. Наша країна є одним з найбільших ринків електроенергетики в Європі. У той же час Україна - країна з великим обсягом сільськогосподарського виробництва і тваринництва, яке виробляє велику кількість відходів, має значні енергетичні ресурси для виробництва біогазу, які здатні замінити на сьогодні 2,6 млрд. $м^3$/рік природного газу. Передова технологія біогазу могла би стати реальною альтернативою природному газу, і ми маємо для цього багатий потенціал. Однак, на сьогодні тема розробки та оптимізації техніки і технологій отримання біогазу в нашій країні з різних причин поки що не отримує широкого поширення. Не дивлячись на весь потенціал, в нашій країні біогаз використовується не так широко як за кордоном. Ця галузь енергетичної промисловості має великі перспективи в Україні та при подальшому дослідженні дозволить вирішити багато економічних та екологічних питань.[3]

Надійність та ефективність біогазового обладнання. Необхідною умовою створення будь-якого надійного і ефективного обладнання і стабільного протікання технологічних процесів, є достовірні відомості про характеристики і властивості матеріалів, що переробляються.

Обробка сипких систем, завдяки більшій площі робочої поверхні матеріалу і кращої оброблюваності, в цілому дає більший економічний і екологічний ефект, а також істотно збільшує продуктивність обладнання різних промислових виробництв. В біогазових технологій присутній той же ефект. Чим дрібніше частинки субстрату, тим краще. Адже чим більше площа взаємодії для бактерій і чим більше волокнистий субстрат, тим легше і швидше бактеріям розкладати субстрат. Крім того, його простіше перемішувати, змішувати і підігрівати без освіти плаваючої кірки

або осаду. Подрібнена сировина має вплив на кількість виробленого газу через тривалість періоду бродіння. Чим коротше період бродіння, тим краще повинен бути подрібнений матеріал.

Однак часто в процесі роботи з дисперсної масою можна спостерігати складності обробки сипучих матеріалів. Це обумовлено нестабільністю їх характеристик, на які впливають багато непередбачуваних факторів та їх недостатнє врахування на стадії проектування устаткування, а також прогнозування результатів процесу. Складна і непрогнозована поведінка сипучих матеріалів зазвичай ускладнює або і взагалі робить неможливим протікання процесу. У підсумку це відбивається на надійності і ефективності роботи переробних комплексів, стаючи причиною звідоутворення, зависання частинок, заклинювання, тугого ходу, злипання, небажаного руйнування гранул і брикетів [3].

Несправності в біогазових установках через непрогнозовану поведінку сировини мають специфічний характер, і часто проявляються у вигляді осадження, намерзання і залипання твердих частинок в перепускних трубах і на стінках апарату, утворення кірки біомаси, забивання насоса або мішалки, надмірне осадження частинок на дні резервуара і накопичення твердого осаду в установці. Все це призводить до порушення стабільності процесу отримання біогазу, який сам по собі досить вимогливий до параметрів системи. Специфічні властивості робочої маси в біогазових установках стають причиною порушення стабільності практично на всіх етапах виробництва, забиваючи завантажувальні і розвантажувальні шнеки, викликаючи залипання лопатей мішалки, звужуючи проходять канали і т. д. Подібні реологічні особливості матеріалу призводять до значного ускладнення аналізу роботи і розрахунку обладнання, до завищення його розмірів, витрат енергії на експлуатацію і часто стають однією з причин виходу з ладу обладнання. Для аналізу послідовності подій, що призводять до поломки біогазового обладнання і оцінки ймовірності виходу з ладу установок, на основі теоретичного

аналізу відмов існуючого і подібного біогазового обладнання було побудовано дерево відмов біогазової установки (рис.1).

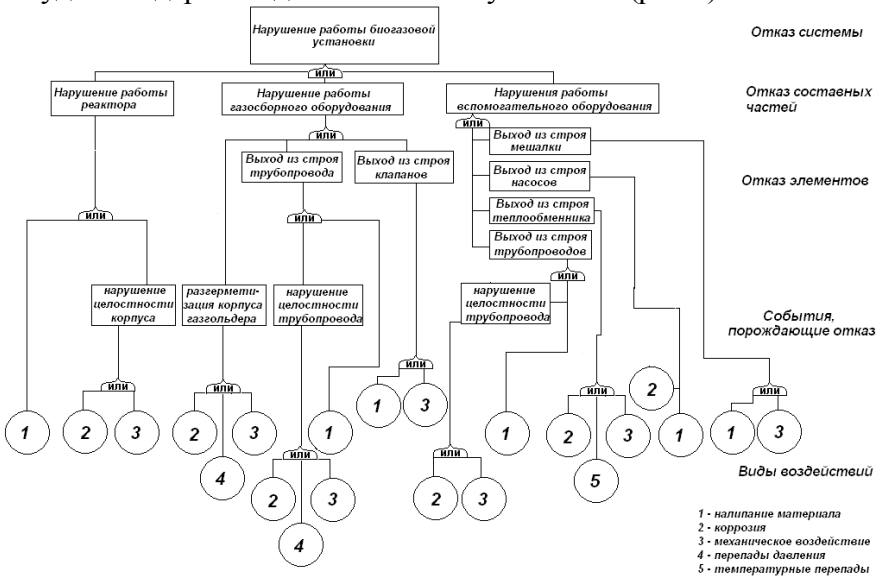


Рисунок 1 - Дерево відмов установки для отримання біогазу

Для простоти розуміння послідовності подій і можливості їх інтерпретації в математичний ряд було побудовано дерево відмов з умовним поділом на події різних рівнів (рис.2).

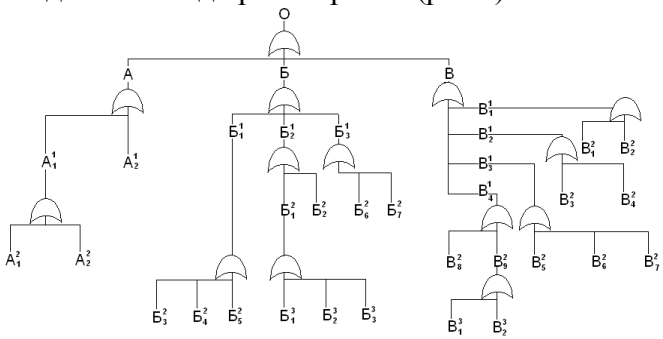


Рисунок 2 - Дерево відмов біогазової установки з умовним поділом на події різних рівнів

Основна подія дерева відмов біогазової установки – безпосереднє порушення роботи чи вихід з ладу (відмова системи). Основна подія складається з складових подій першого рівня (відмова системи), а саме: А – порушення роботи реактора, Б – порушення роботи газозбірного обладнання, – порушення роботи допоміжного обладнання. Ті, в свою чергу, складаються з подій другого рівня, що включають в себе події, які породжують відмову. А на них впливають первинні події, події третього рівня (так звані види взаємодії), що стають первинною причиною виходу з ладу різних ланок, зон та елементів обладнання. Для біогазової установки було виділено п'ять основних первинних видів взаємодії: 1 – налипання матеріалу, корозія, механічний вплив, перепад тиску і перепад температур. Всі взаємодії між подіями відбуваються зі знаком «або», тобто активні або один, або інший вхід, але не обидва одночасно.

Було також виконано математичний опис складових подій дерева відмов біогазової установки з допомогою рівнянь булевої алгебри:

$$О = А \cap Б \cap В,$$

$$А = A_2^1 \cap A_1^1 = A_2^1 \cap (A_1^2 \cap A_2^2),$$

$$Б = Б_1^1 \cap Б_2^1 \cap Б_3^1 = (Б_3^2 \cap Б_4^2 \cap Б_5^2) \cap (Б_1^2 \cap Б_2^2) \cap (Б_6^2 \cap Б_7^2) = (Б_3^2 \cap Б_4^2 \cap Б_5^2) \cap ([Б_1^3 \cap Б_3^2 \cap Б_3^3] Б_2^2) \cap (Б_6^2 \cap Б_7^2),$$

$$В = В_1^1 \cap В_2^1 \cap В_3^1 \cap В_4^1 = (В_1^2 \cap В_2^2) \cap (В_3^2 \cap В_4^2) \cap (В_5^2 \cap В_6^2 + В_7^2) \cap (В_8^2 \cap В_9^2) =$$

$$= (В_2^1 \cap В_2^2) \cap (В_3^2 \cap В_4^2) \cap (В_5^2 \cap В_6^2 + В_7^2) \cap (В_8^2 \cap [В_1^3 \cap В_2^3])$$

Це математичний опис дозволяє вірно і спрощено аналізувати послідовність подій, що призводять до поломки біогазового обладнання і, при наявності чисельних значень для первинних подій, оцінювати ймовірність виходу з ладу таких установок.

Для того, щоб забезпечити стабільний перебіг технологічних процесів, надійність та ефективність роботи переробного обладнання і комплексів, а також знизити ймовірність небажаного механічної поведінки перероблюваної твердофазної середовища

потрібен більш глибокий аналіз механічної поведінки твердофазних систем у розглянутих технологічних процесах, адгезійних властивостей робочої в'язкого середовища, а також процеси що відбуваються з цією масою. Використовуючи результати такого аналізу властивостей матеріалу на стадії проектування різних етапів виробничого процесу, можна істотно знизити ймовірність так званого «небажаного поведінки» матеріалу і, тим самим, підвищити надійність і стабільність роботи обладнання. Такий підхід був розглянутий раніше [1] і дозволив вирішити питання впливу негативних факторів на стабільну роботу переробного обладнання ще на стадіях проектування механічних процесів.

Висновки. Таким чином, на стабільність процесу обробки твердофазних систем, включаючи і біогазові технології, в першу чергу впливає правильний облік властивостей матеріалу, а також відображення їх при проектуванні обладнання.

Новий підхід у вивченні механічних та технологічних етапів процесу отримання біогазу дозволить значно ширше використовувати біогазові технології в промисловості і в побуті і активніше впроваджувати їх у нашій країні. А базуючись на величезному сировинному потенціалі України і великий затребуваності джерел енергії, можна зробити висновок, що масштабне використання багатоцільових біогазових комплексів в нашій країні дозволить вирішити одразу кілька нагальних проблем.

Розробка і впровадження стабільно працюючих механізованих багатоцільових біогазових технологій, що використовують в якості сировини поновлювані національні і регіональні ресурси біомаси, в найближчому майбутньому підвищить безпеку і ефективність національного енергопостачання, зменшать залежність від імпорту паливно-енергетичних ресурсів та допоможе у вирішенні екологічних проблем накопичення відходів.

Список використаної літератури:

1. Парфенюк А.С., Тасиц Д.И., Ильченко Д.В. Учет вероятностного характера разрушения рабочей массы для повышения стабильности процесса и надежности оборудования / Наукові праці Донецького національного технічного університету. Серія: «Машинобудування і машинознавство». – Донецк - №1(11)2014.

2. Парфенюк О.С. Розвиток наукових основ надійності машин та агрегатів для переробки твердих вуглецевих матеріалів у камерних печах: Автореф. дис. доктора. техн. наук. — Київ, 2010. — 40 с.

3. Литвинова Т.И. Главный фактор стабильности переработки твердофазных систем / Т.И. Литвинова, А.С. Парфенюк // Дни науки в ДонНТУ: 25 – 29 травня 2015 р.: сб.докл. – Красноармейск, ДонНТУ, 2015. – С. 242 – 244.

4. Helffrich, D. & Oechsner, H. (2003). The Hohenheim biogas yield test: Comparison of different laboratory techniques for the digestion of biomass. Agrartechnische Forsch., 9, 27-30.

5. Сельскохозяйственные отходы. Блог для починаючих підприємців. 2015 р. [Електроний ресурс], посилання на ресурс: http://www.blogbusiness.com.ua.

6. Потенциал производства биогаза в Украине. 2014. [Електроний ресурс], посилання на ресурс: http://www.biowatt.com.ua/analitika/potentsial-proizvodstva-biogaza-v-ukraine.

7. Производство метана из биомассы позволит отказаться от его импорта. Энергетика Украины. 2014 г. [Електроний ресурс], посилання на ресурс: http://uaenergy.com.ua/post/18726/proizvodstvo-metana-iz-biomassy-pozvolit-otkazatsya/.

УДК: 581.52:574

В.В. МЕЛЬНИК
Житомирський державний технологічний університет

НАКОПИЧЕННЯ ^{137}CS МОХОВИМ ПОКРИВОМ СІЖОГО БОРУ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

Досліджено радіоактивне забруднення дикрану багатоніжкового та плевроція Шребера в умовах свіжого бору Українського Полісся при різній щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Виявлено, що дикран багатоніжковий характеризується більшою інтенсивністю накопичення ^{137}Cs у порівнянні з плевроцієм Шребера. Фракції моху за величиною питомої активності можна розмістити в рангований ряд: очіс > жива частина > мертва частина.

Ключові слова: *радіоактивне забруднення, радіонуклід, моховий покрив, ^{137}Cs, коефіцієнт переходу.*

В результаті аварії на Чорнобильській АЕС лісові масиви акумулювали значну кількість радіонуклідів та стали природним бар'єром на шляху їх поширення. Загальна площа радіоактивного забруднення території лісів в Україні ^{137}Cs становить 39% від загальної площі держави [4]. В перші роки після аварії проводився широкомасштабний моніторинг з метою оцінки радіаційної обстановки в лісах. Основна увага наукових досліджень була приділена накопиченню ^{137}Cs деревною та недеревною продукцією лісу, що пояснювалося необхідністю отримання продукції лісу, придатної для використання. В наступні роки дослідники зосередили увагу на розподілі радіоактивних елементів у компонентах лісових екосистем [3;5;7]. Найбільша інтенсивність накопичення ^{137}Cs відмічалась у нижніх ярусах фітоценозу – мохів, лишайників, грибів, які накопичують ^{137}Cs на 1-2 порядки більше, у порівнянні з його

концентрацією у ґрунті [1]. Так як живлення мохів має специфічний, позакореневий характер, висока питома активність ^{137}Cs у представників цих груп біоти пояснюється їх поверхневим радіоактивним забрудненням, а також перехопленням радіонуклідів низхідних потоків [2]. У залежності від розвитку і ступеня проективного покриття моховий покрив акумулює від 0,08 до 5,85% від сумарної кількості ^{137}Cs в біогеоценозі. Дослідники відмічають [6;8], що вклад мохів в забруднення лісових екосистем варіює в межах від 1-12%. Отже, вивчення особливостей поведінки та накопичення ^{137}Cs у мохах є актуальним для встановлення закономірностей та обґрунтування реабілітації радіоактивно забруднених територій.

Метою наших досліджень було дослідити накопичення ^{137}Cs моховим покривом при різній щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Дослідження були проведені у 2016 році у Народицькому лісництві ДП "Народицьке СЛГ» (ПП №1) та Малинському лісництві ДП «Малинське ЛГ» (ПП №2) у 95-100 річних соснових насадженнях в умовах свіжого бору. Щільність радіоактивного забруднення ґрунту на ПП №1 (кв. 58, вид. 6) становила 259±16 кБк/м^2, а на ПП №2 (кв. 60, вид. 8) – 5,67±0,73 кБк/м^2. Моховий ярус був представлений дикраном багатоніжковим (Dicranum polysetum Sw.) та плевроцієм Шребера (Pleurozium schreberi) із проективним покриттям 85-90%. Оцінка проективного покриття здійснювалась за допомогою сітки Раменського (1м х 1м). З кожного квадратного метра проводилось повне зрізання мохового покриву та відбиралися відповідні зразки ґрунту. Зразки моху були поділені на верхівкову частину (живу), середню (мертву) і нижню (очіс). Всі зразки висушувались до повітряно-сухого стану, подрібнювалися та гомогенізувалися. Вимірювання питомої активності ^{137}Cs в зразках виконувалося на сцинтиляційному гамма-спектрометричному приладі із багатоканальним аналізатором імпульсів (АІ).

Досліджуючи радіоактивне забруднення ^{137}Cs мохів, було встановлено, що на кожній пробній площі спостерігалось перевищення величини питомої активності для дикрану багатоніжкового у порівнянні з плевроцієм Шребера. Було встановлено, що концентрація ^{137}Cs для дикрану багатоніжкового на ПП №1 та ПП №2 становить 12196,5±949,3 Бк/кг та 291±16,4 Бк/кг, тоді як для плевроцію Шребера дані значення дорівнюють 6161,2±296,6 Бк/кг та 246,5±7,95 Бк/кг відповідно. Існування достовірної різниці між середніми значеннями питомої активності ^{137}Cs підтверджується результатами однофакторного дисперсійного аналізу: для ПП №1 $F_{факт.}=51,76>F_{(1;48;0,95)}=4,05$; для ПП №2 $F_{факт.}=4,36>F_{(1;37;0,95)}=4,11$. Отже, достовірне на 95%-му довірчому рівні перевищення концентрації ^{137}Cs для дикрану багатоніжкового в порівнянні з плевроцієм Шребера на ПП №1 та ПП №2 було в 2 та 1,2 рази відповідно. Також нами було проаналізовано радіоактивне забруднення різних частин плевроція Шребера та дикрану багатоніжкового (табл. 1).

Таблиця 1

Середні величини питомої активності ^{137}Cs у фракціях моху, Бк/кг

Вид моху	Фракція моху					
	ПП №1			ПП №2		
	жива	мертва	очіс	жива	мертва	очіс
Дикран багатоніжковий	12089±1106	9317±956	14770±1604	296±37	240±11	338±23
Плевроцій Шребера	5220±165	4924±151	7300±407	233±7	224±10	274±10

Як для дикрану, так і для плевроція на ПП №1 та ПП №2 максимальне значення питомої активності було відзначено для очісу – 14770±1604 Бк/кг та 338±23 Бк/кг для дикрану та 7300±407 Бк/кг та 274±10 Бк/кг для плевроція відповідно. На

ПП №1 величини питомої активності ^{137}Cs для очісу плевроція Шребера перевищували такі для живої і мертвої фракцій моху у 1,4 та 1,5 рази; на ПП №2 таке перевищення в середньому становило 1,2 рази. Найменшим вмістом ^{137}Cs характеризується мертва фракція моху обох видів. Так, для дикрану багатоніжкового питома активність у мертвій частині становила 9317±956 Бк/кг та 240±11 Бк/кг на ПП №1 та ПП №2 відповідно. Перевищення значень питомої активності ^{137}Cs для живої частини та очісу у порівнянні з мертвою частиною на ПП №1 становили 1,3 та 1,6 рази, а на ПП №2 відповідні перевищення становили 1,2 та 1,4 рази. Результати однофакторного дисперсійного аналізу свідчать про існування достовірної різниці між середніми значеннями питомої активності ^{137}Cs для різних фракцій моху (жива частина – мертва частина - очіс) на кожній пробній площі. На ПП №1 для плевроція Шребера та дикрану багатоніжкового $F_{факт.}=14,15>F_{(2;29;0,95)}=3,35$ та $F_{факт.}=4,5>F_{(2;18;0,95)}=3,63$; на ПП №2 $F_{факт.}=7,1>F_{(2;14;0,95)}=3,9$ та $F_{факт.}=3,96>F_{(2;22;0,95)}=3,5$ відповідно. Було встановлено, що фракції моху за величиною акумуляції ^{137}Cs можна розмістити у такому рангованому порядку: очіс > жива частина > мертва частина.

Аналізуючи інтенсивність накопичення ^{137}Cs з ґрунту, було виявлено, що на ПП №1 та ПП №2 величини коефіцієнту переходу для плевроція Шребера були нижчими у порівнянні з дикраном багатоніжковим. Було встановлено, що величини КП для дикрану багатоніжкового на обох пробних площах майже однакові і становлять 47,12±4,13 $м^2кг^{-1}10^{-3}$ та 49,84±2,81 $м^2кг^{-1}10^{-3}$, тоді як для плевроцію Шребера при 7 $Кі/км^2$ (ПП №1) величина КП становила 23,80±1,14 $м^2кг^{-1}10^{-3}$, а при 0,15 $Кі/км^2$ (ПП №2) – 42,20±1,36 $м^2кг^{-1}10^{-3}$. Проте, дикран багатоніжковий є більш інтенсивним накопичувачем радіонукліду у порівнянні з плевроцієм. Існування достовірної різниці між середніми значеннями коефіцієнту переходу ^{137}Cs для даних видів підтверджується результатами однофакторного дисперсійного

аналізу: для ПП №1 $F_{факт.}=51,76>F_{(1;48;0,95)}=4,05$; для ПП №2 $F_{факт.}=4,36>F_{(1;37;0,95)}=4,11$. Перевищення інтенсивності накопичення ^{137}Cs дикраном багатоніжковим у порівнянні з плевроцієм Шребера на ПП №1 та ПП №2 становило 2 та 1,2 рази відповідно.

Провівши детальний порівняльний аналіз інтенсивності накопичення ^{137}Cs з ґрунту різними фракціями моху було виявлено, що на ПП №1 та ПП №2 інтенсивнішим накопичувачем є очіс (рис 1): так, значення коефіцієнту переходу для очісу дикрана багатоніжкового становлять 57,06±6,20 $м^2кг^{-1}10^{-3}$ та 57,83±3,99 $м^2кг^{-1}10^{-3}$, а для очісу плевроція Шребера – 28,20±1,57 $м^2кг^{-1}10^{-3}$ та 46,94±1,96$м^2кг^{-1}10^{-3}$ відповідно.

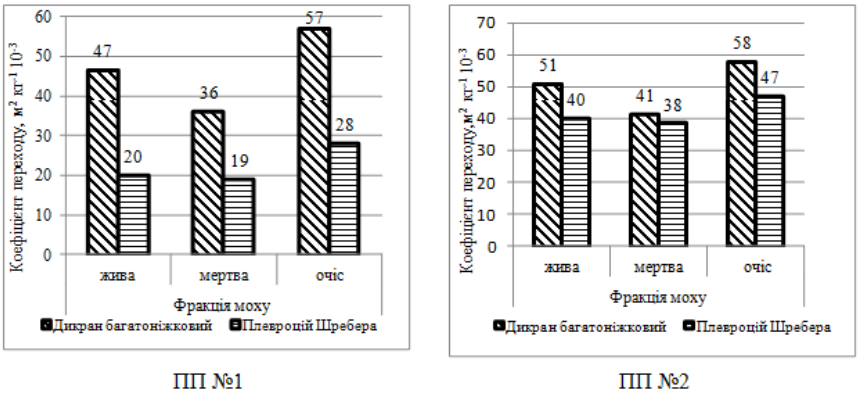


Рис. 1. Середні значення коефіцієнту переходу ^{137}Cs в різні фракції моху

При порівнянні середніх значень коефіцієнту переходу для кожної фракції дикрану багатоніжкового на ПП №1 та ПП №2 (жива частина - жива частина, мертва частина - мертва частина, очіс - очіс), результати однофакторного дисперсійного аналізу свідчать про відсутність достовірної різниці між частинами моху: для живої частини $F_{факт.}=0,18<F_{(1;10;0,95)}=5,12$; для мертвої частини $F_{факт.}=01,58<F_{(1;14;0,95)}=4,67$; для очісу

$F_{факт.}=0,01<F_{(1;15;0,95)}=4,60$. Тому можна говорити, що фракції дикрану з однаковою інтенсивністю накопичують ^{137}Cs з ґрунту при різній щільності його радіоактивного забруднення. Протилежні результати подібного однофакторного аналізу були отримані для фракцій плевроція Шребера: для живої частини $F_{факт.}=124,82>F_{(1;8;0,95)}=5,59$, для мертвої частини $F_{факт.}=189,49>F_{(1;14;0,95)}=4,66$ та очісу $F_{факт.}=47,26>F_{(1;20;0,95)}=4,4$ відповідно. Тому можна відмітити, що інтенсивність накопичення ^{137}Cs живою та мертвою частинами даного моху при 7 Кі/км^2 (ПП №1) в 2 рази менша, ніж накопичення відповідними фракціями при 0,15 Кі/км^2 (ПП №2); для очісу така різниця становить 1,7 рази.

Отже, за результатами наших досліджень, в межах одного типу лісорослинних умов при різній щільності радіоактивного забруднення ґрунту дикран багатоніжковий характеризується достовірно більшими рівнями радіоактивного забруднення у порівнянні з плевроцієм Шребера (до 2 разів). Також встановлено, що мінімальна концентрація ^{137}Cs характерна для мертвої частини обох досліджуваних видів мохів, а максимальна – для очісу (різниця у 1,2-1,6 рази). Відмічено, що дикран багатоніжковий має однакову інтенсивність накопичення ^{137}Cs з ґрунту при різній щільності радіоактивного забруднення. Плевроцій Шребера характеризується в 2 рази більш інтенсивним накопиченням ^{137}Cs на пробній площі з незначною щільністю радіоактивного забруднення ґрунту.

Література

1. Булавик И.М. Миграция и накопления ^{137}Cs в лесных экосистемах / Булавик И.М., Переволоцкий А.Н., Гайдуль А.З. // Пятая междунар. Научно-техн. Конференция «Чорнобыль – 96. Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС»: Тез. докл. конф. – Зеленый Мыс, 1996. – С. 263.

2. Гарибова, Л.В. Водоросли, мохообразные, лишайники / Л.В. Гарибова, Ю.К. Дундин, Т.С. Коптяева, В.Р. Филин СССР. - М.: Мысль, 1978. - С. 416.

3. Горбачев, В.Н. Почвенно-экологические исследования в лесных биогеоценозах / В.Н. Горбачев, В.К. Дмитриенко // Новосибирск, 1982. – С. 128.

4. Краснов В.П. Прикладна радіоекологія лісу / Краснов В.П., Орлов О.О., Бузун В.О., Ландін В.П., Шелест З.М. / Під. ред. д.с.-г.н. В.П. Краснова. – Монографія. – Житомир: Полісся, 2007. – 680 с.

5. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України:монографія / В.П. Краснов. – Житомир: Волинь,1998. – 112 с.

6. Куликов Н.В., Молчанова И.В., Караваєв Е.Н. Радиоэкология почвенно-растительного покрова. – Свердловск: УрО АН СССР, 1990. – 172с.

7. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. – М.: МГУ, 1999. – 268с.

8. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Кучма Н.Д. Распределение и запасы цезия-137 в компонентах лесных экосистем Украинского Полесья // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України / Наукові праці Поліської ЛНДС. – Житомир: Волинь – 1999. Вип.6. - С.12 -25.

УДК 504.064.4:658.567.3

О.О. РЯЗАНЦЕВ, Е.Б. ХОБОТОВА
Харківський національний автомобільно-дорожній університет

ХІМІЧНИЙ СКЛАД ВІДВАЛЬНИХ ДОМЕННИХ ШЛАКІВ

У статті визначено елементний, оксидний, мінералогічний і радіонуклідний склад фракцій відвальних доменних шлаків. Вивчено морфологічні особливості поверхні частинок доменних шлаків. Встановлено клас радіаційної небезпеки досліджених промислових відходів. Відібрані фракції відвальних доменних шлаків, які відповідають вимогам до сировинних ресурсів виробництва портландцементу і шлакопортландцементу.

Ключові слова: *шлак, мінерали, оксиди, радіонукліди, в'яжучі матеріали.*

Актуальність дослідження. В Україні традиційно склалася система природокористування з накопиченням великих об'ємів промислових відходів, високими техногенними навантаженнями на навколишнє природне середовище, що особливо характерно для регіонів з розвиненою металургійною галуззю промисловості. Однак промислові відходи при їх раціональній переробці можуть розглядатися як цінна техногенна сировина для інших галузей промисловості. Використання відвальних доменних шлаків у виробництві будівельних матеріалів дозволяє забезпечити економію природних сировинних ресурсів, підвищити ефективність виробництва, поліпшити екологічний баланс промислових регіонів, застосувати сучасні ресурсозберігаючі технології для виробництва ефективних в'яжучих матеріалів. Найбільш широко при виготовленні портландцементу (ПЦ) і шлакопортландцементу (ШПЦ) використовуються гранульовані доменні шлаки. Відвальні доменні шлаки практично не

утилізуються як компонент в'яжучих матеріалів. Накопичення банку мінералогічної і петрографічної інформації по ПВ може сприяти поліпшенню якості й удосконаленню технології виробництва в'яжучих матеріалів, створенню нових матеріалів та підвищенню ефективності їх застосування в будівництві.

Постановка завдання: обґрунтування використання відвальних доменних шлаків у виробництві в'яжучих сполук.

Ціль дослідження: на підставі визначення мінералогічного, оксидного й елементного складу відвальних доменних шлаків обґрунтувати можливість їх утилізації у виробництві ПЦ клінкеру і при отриманні ШПЦ.

Експериментальні методи дослідження. Мінералогічний склад відвальних доменних шлаків та отриманих в'яжучих матеріалів визначено за допомогою рентгенофазового і петрографічного аналізу. Елементний склад і морфологія поверхні частинок відвальних доменних шлаків досліджено методом електронно-зондового мікроаналізу на скануючому електронному мікроскопі. Гамма-спектрометричним методом встановлено показники радіаційної активності відвальних доменних шлаків.

Було досліджено властивості відвальних доменних шлаків металургійних підприємств України: ВАТ «Запоріжсталь», ПАТ «Маріупольський металургійний комбінат імені Ілліча» (ММК), ВАТ «Дніпровський металургійний комбінат ім. Ф. Е. Дзержинського» (ДМК), ПАТ «Алчевський металургійний комбінат» (АМК), ВАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг». В останньому випадку досліджено гранульований та відвальний доменний шлак.

Науково-практичні результати. Визначено мінеральний склад зразків різних фракцій доменних шлаків, доведено наявність мінералів, цінних у технічному відношенні, при виробництві в'яжучих матеріалів [1-3]. У складі більшості досліджених відвальних доменних шлаків за допомогою рентгенофазового аналізу виявлено присутність 6 мінералів:

кварцу SiO_2, ранкініту $3CaO{\cdot}2SiO_2$, ґеленіту $2CaO{\cdot}Al_2O_3{\cdot}SiO_2$, бредигіту α-$2CaO{\cdot}SiO_2$, окерманіту $2CaO{\cdot}MgO{\cdot}2SiO_2$, псевдоволастоніту α-$CaO{\cdot}SiO_2$.

Фракції відвального доменного шлаку ММК не мають ґеленіту, але додатково вміщують мікроклін $KAlSi_3O_8$, енстатіт $(Mg_{0,56}Fe_{0,44})_2Si_2O_6$, мусковіт $K_{0,94}Na_{0,06}Al_{1,83}Fe_{0,17}Mg_{0,03}(Al_{0,91}Si_{3,09}O_{10})(OH)_{1,65}O_{0,12}F_{0,23}$, фторапатіт $(Ca_{9,8}Fe_{0,2})(PO_4)_6(F_{1,6}(OH)_{0,4})$, іліт $0{,}5K_2O{\cdot}2Al_2O_3{\cdot}2SiO_2{\cdot}1{,}5H_2O$. Відвальний шлак ДМК характеризується відсутністю кварцу і додатковим вмістом мервініту $Ca_3MgSi_2O_8$, делаіту $Ca_6(Si_2O_7)(SiO_4)(OH)_2$, ферату калія $KFeO_2$, марказиту FeS_2. Відвальний шлак АМК також вміщує кальцит, гіпс $CaSO_4{\cdot}2H_2O$, мікроклін, везувіаніт $Ca_{19,06}(Al_{8,82}Mg_{2,71}Fe_{1,45}Ti_{0,16})(SiO_4)_{10}(Si_2O_7)_4O(OH)(OH)_{6,56}F_{1,44})$. Відвальний шлак «АрселорМіттал» не має кварцу, псевдоволастоніту і ґеленіту, але вміщує мікроклін, якобсіт $MnFe_2O_4$, ларніт β-Ca_2SiO_4 і сребродольскіт $Ca_2Fe_2O_5$.

Петрографічним дослідженням у складі шлаків додатково встановлено присутність інших мінералів. Наприклад, у шлаку «Запоріжсталь» присутні кальцит $CaCO_3$, ольдгаміт CaS, склофаза і піроксени: діопсид $CaO{\cdot}MgO{\cdot}2SiO_2$ і геденбергіт $CaO{\cdot}FeO{\cdot}2SiO_2$ [4,5].

Порівняльний аналіз даних петрографічного (рис. 1) і рентгенофазового аналізу фракцій шлаку ММК показує гарну відповідність масових часток мінералів ранкініту, псевдоволластоніту, бредигіту, мелілітів і піроксенів (енстатіт). Разом з тим, в даних петрографічного аналізу фракцій 2,5-5,0 і <0,63 мм завищені масові частки мінералів ранкініту, псевдоволастоніту, мелініту і занижено вміст піроксенів. Відмінною рисою результатів петрографічного аналізу є додаткове виявлення невеликих кількостей ольдгаміту, сульфіду заліза, металевих включень і «вторинних мінералів» (кальцит, портландіт) (таблиця 1). Припущення про можливий сорбційний механізм утримання сполук деяких елементів мінералами шлаку

і про присутність речовин шлаку в аморфному стані підтверджується результатами електронно-зондового дослідження зразків відвальних доменних шлаків [3-5].

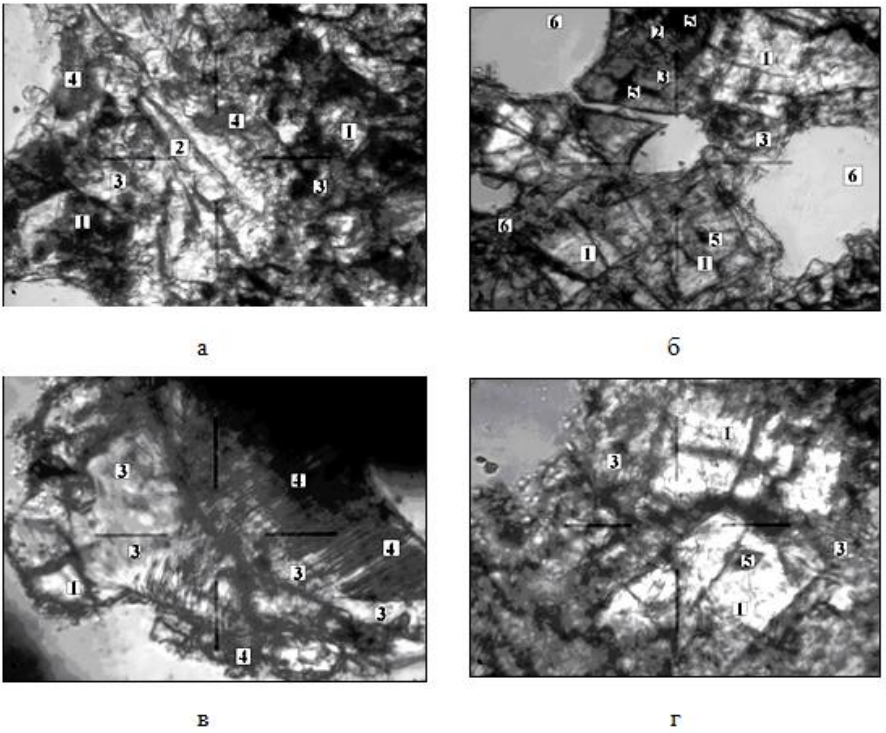


Рис. 1. Кристали ділянки шлаку ММК з порфіровидною структурою фракції >20 мм: 1 − ранкініт; 2 − псевдоволастоніт; 3 − меліліти; 4 − піроксени; 5 – сульфіди; 6 – пори

На мікрофотографіях поверхні частинок шлаку АМК відзначається висока розвиненість поверхні частинок фракцій шлаку і як результат – прояв сорбційної активності по окремих хімічних елементах. Для гранулометричної фракції 5,0-10,0 мм характерна відмітна голчата форма кристалів поверхні, їй же відповідає найбільш високий вміст хлору і сірки. Аморфний стан речовин реєструється на мікрофотографіях фракцій >1,25

мм. Причому для фракції >10 мм вся поверхня часток покрита тонкими короткими волокнами. Для даної фракції характерний підвищений вміст елементів Ti і Na.

Таблиця 1 – Результати петрографічного аналізу фракцій відвального доменного шлаку ММК

Мінерали	Масова частка (%) фаз у фракції, мм				
	>20	2,5-5,0		<0,63	
	шлак 100 %	граніт 50 %	шлак 50 %	граніт 20-30 %	шлак 70-80 %
Ранкініт $2CaO{\cdot}3SiO_2$	20-25	-	15-20	-	15-20
Псевдоволластоніт α´-$CaO{\cdot}SiO_2$	13-17	-	10-15	-	15-20
Ларніт, бредигіт β-$2CaO{\cdot}SiO_2$	4-6	-	8-12	-	10-12
Меліліти (геленіт + окерманіт)	38-42	-	40-45	-	44-46
Піроксени	5-7	-	5-7	-	5-7
Ольдгаміт CaS	2-4	-	3-5	-	3-5
Сульфіди заліза	1-3	-	2-4	-	2-4
Склофаза	5-7	-	5-7	-	5-7
Лейцит	Сліди до 1 %	-	Сліди	-	Сліди
Металеві включення	Сліди до 1 %	-	Сліди до 1 %	-	Сліди до 1 %
Кварц	Сліди	25-30	-	25-30	-
Мікроклин, ортоклаз	-	30-35	-	30-35	-
Плагіоклази (альбіт-олигоклаз)	-	10-20	-	10-15	-
Слюди, мусковіт, біотит	-	5-10	-	5-10	-
Темнокольорові: піроксени, рогова обманка	-	5-10	-	5-10	-
Акцесорні мінерали: рутил, циркон	-	Сліди до 1 %	-	Сліди до 1 %	-
«Вторинні» мінерали: кальцит, портланділ * понад 100 %	3-5*	-	2-4*	-	3-5*

За результатами рентгенофазового, петрографічного аналізу та електронно-зондового мікроаналізу розраховано масову частку склоподібного компонента, яка складає половину маси доменного шлаку «Запоріжсталь» і ≤33,5 % – шлаку ММК [5, 6].

Результати гамма-спектрометричного аналізу свідчать, що до складу досліджених ПВ входять природні радіонукліди ^{226}Ra, ^{232}Th і ^{40}K. Основний внесок у величину ефективної питомої

активності ($C_{еф}$) практично у всіх випадках робить радіонуклід ^{226}Ra, потім – ^{232}Th. Згідно з величиною $C_{еф}$ досліджені промислові відходи та їх окремі фракції належать до І класу радіаційної небезпеки ($C_{еф}$ ≤370 Бк/кг), тому можуть використовуватися в будівництві без обмеження. Встановлено варіювання радіоактивності гранулометричних фракцій промислових відходів. Як радіаційно безпечні рекомендовано до утилізації фракції шлаків з одночасно найменшими величинами $C_{еф.}$ і C_{Ra}, мм: >20 шлаку «Запоріжсталь»; <0,63; 1,25-2,5 і 2,5-5,0 шлаку ММК; <0,63 і середня проба шлаку ДМК; 2,5-5,0 і 5,0-10,0 шлаку АМК; середня проба шлаку «АрселорМіттал» [5].

Висновки. Показано варіювання елементного, оксидного і мінералогічного складів доменних шлаків по фракціях. Розширено базу даних стосовно вмісту природних радіонуклідів у ПВ. Встановлено І клас радіаційної небезпеки досліджених доменних шлаків. Доведено необхідність виділення окремої ресурсно-цінної та радіаційно безпечної фракції для її ефективного використання.

Список використаної літератури

1. Рязанцев А.А., Хоботова Э.Б. Доменные шлаки как ресурс производства вяжущих материалов // Збірник матер. Всеукр. студ. наукової конф. з міжнар. участю «Наукова Україна». Дніпропетровськ, 2015. – С. 88-91.

2. Хоботова Э.Б., Ларин В.И., Калмыкова Ю.С., Рязанцев А.А., Маракина Л.Д. Ресурсная ценность доменных шлаков // Materials of XI International Research and Practice Conf. “Science Without Borders – 2015”. Sheffield, 2015. – P. 45-47.

3. Рязанцев А.А., Крупа Д.О. Практическое использование доменных шлаков // Наукові праці Міжнар. науково-практ. конф. «Новітні технології в автомобілебудівництві та транспорті». Харків, 2015. – С. 157-158.

4. Рязанцев А.А., Калмыкова Ю.С., Крупа Д.О., Хоботова Э.Б. Использование отвальных доменных шлаков в

производстве вяжущих веществ // Матер. XIX Міжнар. науково-практ. конф. «Екологія. Людина. Суспільство». Київ, 2016. – С. 126-127.

5. Хоботова Э.Б., Калмыкова Ю.С. Защита окружающей природной среды при утилизации отвальных доменных шлаков в производстве строительных материалов: монография. Харьков: ХНАДУ, 2014. – 228 с.

6. А. с. 60123 Україна. Твір науково-практичного характеру «Методика расчета массовой доли аморфного состояния минералов отвальных доменных шлаков» / Хоботова Еліна Борисівна, Ларін Василь Іванович, Калмикова Юлія Сергіївна, Рязанцев Олександр Олександрович; власники: Хоботова Еліна Борисівна, Ларін Василь Іванович, Калмикова Юлія Сергіївна, Рязанцев Олександр Олександрович, Харк. нац. автомоб.-дор. ун-т. – Дата реєстрації 10.06.15.

УДК 502/504

О.Є. КОФАНОВ (аспірант), Н.С. РЕМЕЗ (професор)
Національний технічний університет України
"Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського"

СКОРОЧЕННЯ ВМІСТУ ШКІДЛИВИХ РЕЧОВИН У ВІДПРАЦЬОВАНИХ ГАЗАХ ДВИГУНІВ ВНУТРІШНЬОГО ЗГОРЯННЯ МОДИФІКАЦІЄЮ МОТОРНИХ ПАЛИВ

У статті досліджено механізми процесів горіння основних компонентів дизельного палива (ДП) в камері згоряння двигуна та на цій основі запропоновано й розроблено композиційний склад багатофункціональної присадки до ДП; проведено експериментальне дослідження присадки на фізико-хімічні та експлуатаційні показники дизельних палив; встановлено, що застосування комплексної присадки до традиційного ДП дає змогу підвищити екологічність дизельного автотранспорту за рахунок зменшення обсягів і токсичності відпрацьованих газів двигуна.

Ключові слова: *присадка, дизель, забруднення атмосферного повітря, полютанти, двигун внутрішнього згоряння*

Актуальність дослідження. Перехід України на засади сталого розвитку суспільства й біосфери потребує кардинальних перетворень у способах ведення господарської діяльності, зокрема в автотранспортному секторі. Тому однією з найгостріших проблем економіки нашої країни, від розв'язання якої залежить її сталий, збалансований розвиток, є забезпечення громадян безпечним середовищем проживання.

Автотранспортний комплекс (АТК) є провідною ланкою економіки України, тому неможливо забезпечити збалансований розвиток країни без урахування його потреб. Це визначає

особливу актуальність обраної теми дослідження. Для забезпечення сталого розвитку АТК та ресурсозбереження в цій галузі необхідно визначити джерела екологічної небезпеки з боку автотранспорту та розробити спеціальні управлінські рішення, спрямовані на економію моторного палива, цілеспрямовану та виправдану модифікацію його властивостей, облік і контроль витрат моторного палива.

Актуальність проблеми обумовлена також й неконтрольованим зростанням концентрації шкідливих речовин (ШР) в атмосферному повітрі, швидкими темпами розвитку промисловості та автотранспорту. Отже, необхідно розробляти заходи зі зменшення антропогенного тиску з боку автотранспорту на навколишнє природне середовище, вдосконалювати технології добування екологічно безпечних видів моторного палива. Таким чином, розробка та обґрунтування способу зменшення обсягів забруднювачів у відпрацьованих газах двигунів внутрішнього згоряння (ДВЗ) є актуальною науково-практичною задачею.

Мета дослідження полягає в розробці та обґрунтуванні способів підвищення екологічності двигунів внутрішнього згоряння (ДВЗ) за рахунок впровадження альтернативних видів моторного палива (біодизелю), застосування присадок і добавок до традиційного дизельного палива.

Відповідно до поставленої мети визначено **завдання дослідження:**

- проаналізувати вплив дизельного автотранспорту на довкілля, з'ясувати ступінь розроблення проблеми;
- обґрунтувати доцільність використання присадок і добавок різної хімічної природи та функціонального призначення до дизельного палива для підвищення екологічності ДВЗ;
- розробити композиційний склад паливної композиції та перевірити ефективність її дії.

Об'єкт дослідження − процес модифікації ДП за

допомогою добавок і присадок різної хімічної природи та функціонального призначення.

Предмет дослідження − фізико-хімічне регулювання властивостей ДП шляхом використання присадок і добавок до традиційного нафтового палива.

Науково-практичні результати:

- досліджено механізми процесів горіння основних компонентів дизельного палива в камері згоряння двигуна і на цій основі запропоновано композиційний склад багатофункціональної присадки;
- розроблено композиційний склад присадки до дизельного палива на основі поверхнево-активних речовин (ПАР) і антиоксидантів; визначено її ефективність;
- обґрунтовано екологічну доцільність застосування розробленої присадки з метою скорочення обсягів і токсичності викидів відпрацьованих газів (ВГ) дизельних моторів у атмосферне повітря.

В автомобільних двигунах реакція горіння моторного палива (МП) перетворює його енергію спочатку на теплоту, а потім − в механічну роботу. Саме в результаті проходження реакції горіння утворюються ШР (полютанти), що викидаються в атмосферне повітря з відпрацьованими газами. Частина газів через негерметичність поршневих кілець потрапляє з циліндрів у картер, де, стикаючись з парами мастила, утворює картерні гази. Атмосферне повітря забруднюється також безпосередньо випаровуванням з паливних баків, паливопроводів, карбюраторів тощо [1].

Особливістю дизельних двигунів є те, що процес сумішоутворення відбувається безпосередньо в камері згоряння, а робоча суміш запалюється за рахунок енергії адіабатично стиснутого повітря [2]. Вважається, що дизельні двигуни є більш екологічними, ніж бензинові, оскільки викиди речовин-полютантів від дизельних ДВЗ значно менші порівняно з викидами бензинових двигунів, особливо карбюраторного типу.

Проте саме дизельні мотори вносять в атмосферне повітря, крім інших полютантів, ще й дрібнодисперсні частинки сажі − так званий "black carbon". Він адсорбує на своїй поверхні канцерогенні та інші токсичні речовини, а тому є надзвичайно небезпечним. Крім того, при роботі дизельних моторів на паливі, що містить сполуки Сульфуру, утворюється шкідливий оксид Сульфуру (IV), який є причиною кислотних дощів та інших небажаних явищ.

У порівнянні з бензиновими двигунами у ВГ дизельного мотора, як правило, менший вміст оксидів Карбону CO та CO_2. До того ж, основні токсичні речовини, присутні у вихлопах, це вуглеводні C_xH_y, оксиди Нітрогену NO_x і сажа C або її похідні у формі дрібнодисперсних частинок диму, аерозолю тощо. Ці викиди здатні призводити до нападів астми та захворювань на рак легенів, спричинювати загальне порушення здоров'я населення. Найбільше забруднюють атмосферу дизелі вантажівок та автобусів, які часто є доволі застарілими [3].

У табл. 1 для порівняння показано викиди речовин-полютантів бензинових і дизельних ДВЗ, а у табл. 2 − основні компоненти відпрацьованих газів автомобілів [1]. Отже, токсичність ВГ бензинових двигунів визначається головним чином умістом оксидів Карбону та Нітрогену, а дизельних – умістом оксидів Нітрогену і сажі (табл. 2). Крім того, неповне згоряння моторного палива та/або неправильно відрегульований режим роботи двигуна спричинюють збільшення емісії полютантів у довкілля та підвищення токсичності ВГ.

Горіння палива є складним фізико-хімічним процесом, інтенсивність перебігу якого залежить від якості утворення паливно-повітряної суміші та умов перебігу процесу окиснення окремих компонентів палива. Робочий процес у дизельних моторах визначається періодичним гетерогенним горінням з сильно вираженою турбулентністю. При цьому паливо і окиснювач (кисень повітря) знаходяться спочатку у різних агрегатних станах (система рідина−газ), тобто процес згоряння є

гетерогенним. Тому згоряння палива у камері згоряння двигуна в реальних умовах є завжди неповним, а тому спричинює утворення багатьох ШР, у тому числі й канцерогенних, які й викидаються з ВГ автомобіля.

Таблиця 1 − Шкідливі викиди двигунів внутрішнього згоряння

Вид двигуна	Відпрацьовані гази, %			Картерні гази, %			Паливне випаровування, %		
	CO_x	C_xH_y	NO_x	CO_x	C_xH_y	NO_x	CO_x	C_xH_y	NO_x
Бензиновий	95	55	98	5	5	2	0	40	0
Дизельний	98	90	98	2	2	2	0	8	0

Спосіб реалізації робочого процесу у дизелі обумовлює характер спалювання палива в камері згоряння, кінетику та особливості процесів спалахування й горіння паливно-повітряної суміші та, відповідно, склад і обсяги ШР у ВГ. Отже, доходимо висновку щодо необхідності забезпечення повноти згоряння палива, а для цього − подолання існуючих кінетичних бар'єрів у проходженні реакцій окиснення його компонентів. Пропонуємо як компоненти МП застосовувати багатофункціональні присадки − паливні композиції для забезпечення повноти згоряння палива в камері згоряння двигуна.

Введення ПАР до паливної системи приводить до зменшення її поверхневого натягу, що спричинено збільшенням концентрації поверхнево-активної речовини у поверхневому шарі розчину.

Проте зміна поверхневого натягу з концентрацією речовини має нелінійний характер. Спочатку поверхневий натяг змінюється дуже стрімко, а потім цей процес певним чином гальмується. Це пояснюється тим, що спочатку вся поверхня рідини (палива) є вільною від молекул ПАР, а тому її невеликі кількості майже повністю концентруються на поверхні. Після того, як частина поверхні вже буде зайнята молекулами ПАР,

відбуватиметься зменшення її сорбції на межі поділу фаз. І наприкінці − збільшення концентрації ПАР вже не призводить до суттєвого зменшення поверхневого натягу, оскільки за цих умов на поверхні поділу фаз вже сформувався мономолекулярний шар з молекул ПАР, який не дає змоги адсорбуватися іншим молекулам. Отже, спостерігається граничне насичення поверхневого шару.

Таблиця 2 − Складові компоненти відпрацьованих газів автомобілів

Компоненти	Бензинові двигуни	Дизельні двигуни
Нітроген, %	74−77	76−78
Оксиген, %	0,2−8,0	2−18
Водяна пара, %	3,0−13,5	0,5−10,0
Оксид Карбону (IV), %	5,0−14,0	1,0−12,0
Оксид Карбону (II), %	0,1−10,0	0,01−0,3
Оксиди Нітрогену, %	0,1−0,5	0,001−0,4
Альдегіди, %	0−0,2	0−0,009
Вуглеводні, %	0,2−3,0	0,01−0,5
Оксид Сульфуру (IV), %	0−0,002	0−0,03
Оксид Сульфуру (II), %	0−0,003	0−0,015
Сполуки Плюмбуму, мг/м^3	0−60	–
Сажа, г/м^3	0−0,4	0,01−1,1
Бенз(а)пірен, г/м^3	до 0,00002	до 0,00001

На основі проаналізованих літературних і патентних джерел нами в якості одного з компонентів багатофункціональної присадки до ДП обрано саме поверхнево-активну речовину, що належать до класу неіоногенних ПАР. У дослідженні перевірялась дія декількох представників класу неіоногенних поверхнево-активних речовин, а також аніонних ПАР. Катіонні поверхнево-активні речовини як компоненти паливної суміші не розглядалися, оскільки вони є найбільш

токсичними серед інших представників ПАР. Досліди з розробки та створення паливної композиції на основі поверхнево-активних речовин та антиоксидантів, а також перевірки ефективності її дії проводилися у ГНДЛ "Реактор" ОКБ "Шторм" КПІ ім. Ігоря Сікорського. Композиційний склад присадки підбирався таким чином, щоб паливо з присадкою відповідало чинним стандартам та сприяло покращенню екологічних показників палива [5].

Висновки: Встановлено, що фізико-хімічне регулювання властивостей моторного палива дає змогу підвищити екологічність автотранспорту за рахунок зменшення обсягів і токсичності відпрацьованих газів ДВЗ. Зокрема при використанні розробленої багатофункціональної присадки до ДП викиди СО скорочуються на 13 %, NO_x − на 9 %, димності − на 35 %.

Доведено, що додавання пакету присадок до моторного палива дає змогу не тільки підвищити надійність роботи автотранспортного засобу (АТЗ) та збільшити термін служби двигуна, а й підвищити паливну ефективність АТЗ та скоротити питомі викиди ДВЗ шкідливих речовин у атмосферне повітря.

Список використаної літератури

1. Транспортна екологія: метод.-інформац. матер. до самост. вивч. дисц. та викон. індив. завдань [для студ. напряму підготовки 6.070101 Транспортні технології (за видами транспорту)] / А. В. Павличенко, С. М. Лисицька, О. О. Борисовська, О. В. Деменко. – Д.: Нац. гірничий ун-т, 2012. – 39 с.

2. Топлива. Состав, применение, эксплуатационные свойства / Авт.-сост. Данилов В.Ф., Ахсанов М. М., Тимербаев Р. М. − Елабуга: Изд-во филиала К(П)ФУ в г.Елабуга, 2013. – 144 с.

3. Проект-Технарь [Електронний ресурс]: [Сайт]. − Режим доступу: http://www.studiplom.ru/Technology-DVS/diesel.html. −

Назва з екрана.

4. Основы химмотологии и физико-химические методы анализа. Часть 2. Определение физико-химических характеристик дизельных топлив: методич. указания к лабораторным работам [для студ. любой формы обуч. технич. и эколого-химич. спец.] / Сост. С. В. Корнеев, О. П. Азарова, Е. Г. Шубенкова, Л. В. Адяева и др.]. − Омск: Изд-во ОмГТУ, 2011. − 52 с.

УДК 504

А.В. ПАЛІЙ
Національного юридичного університету
імені Ярослава Мудрого

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА АВТОМОБІЛЬНОГО ТРАНСПОРТУ

У статті проаналізовано проблемні питання впливу автомобільного транспорту на навколишнє середовище та аспекти правового регулювання цього питання в українському законодавстві. Також автором запропоновано можливі шляхи зменшення шкідливих викидів та негативного впливу на довкілля.

Ключові слова: *екологічна безпека, автомобільний транспорт, шкідливі викиди, європейські стандарти, альтернативне паливо*

Питання екологічної безпеки останні декілька десятків років стоїть гостро. Потужним джерелом забруднення природного середовища (зокрема атмосферного повітря) є транспортно-дорожній комплекс. З 35 млн. т шкідливих викидів 89% припадає на автомобільний транспорт і підприємства дорожньо-будівельного сектору [1; ст. 122]. Щорічно у всьому світі випускається до 28 млн. одиниць автомобілів різного типу та марок. Тому актуальність теми є очевидною. Людство на стільки звикло до комфортного пересування у власному авто, що не уявляє життя без нього, однак, мало хто задумується про наслідки.

Завданням робити є аналіз шкідливого впливу транспортних засобів та дорожньо-будівельного сектору на довкілля та пошук шляхів його зменшення.

Перша і найбільш відчутна проблема, пов'язана з використанням автомобілів, це викиди в атмосферу шкідливих речовин, що містяться у вихлопних газах, до складу яких входить понад 200 різних хімічних речовин (діоксид вуглецю, сірчистий газ, альдегіди, сажа, свинцеві сполуки), що потрапляють у навколишнє середовище. Деякі з них мають токсичну дію.

Аналіз діяльності елементів автопарку показує, що найбільші викиди в довкілля спричиняє робота пункту чищення та миття машин, пункту заправлення пально-мастильними матеріалами, пункту технічного обслуговування та ремонту, на якому знаходиться акумуляторна зарядна станція, пункту механічної обробки із різним устаткуванням, пункту змащування, та складу для зберігання спеціальних рідин [3; ст. 88].

На сьогоднішній день в Україні діє Євро 5 - екологічний стандарт, який регулює вміст шкідливих речовин у вихлопних газах і встановлює більш жорсткі екологічні вимоги до транспортних засобів. Він суттєво скоротив кількість зважених часток у вихлопі дизельних двигунів і ввів норми на леткі органічні речовини у бензинових, що є значним досягненням. Європа ж, в свою чергу, ще з 2015 року перейшла на Євро 6, в якому встановлюються суворіші вимоги до дизельних моторів, а саме звертається увага на високий рівень NOx, який вимагається знизити з 180 мг/км відразу до 80 мг/км, хоча вимоги для бензинових моторів (60 мг/км) майже не змінились. Ми ж плануємо ввести цей стандарт з 2018 року. І то, швидше за все, з перехідним періодом, який затягнеться аж до 2020 року, що, в принципі, є логічним з точки зору економіки, але не безпеки.

Політика Євросоюзу зводиться до позиції - чим старіший автомобіль, тим дорожче він обходиться власнику, адже чим більше транспорт викидає шкідливих речовин, тим більший транспортний податок і дорожча страховка. В Україні ж таких правил немає, транспортний податок у свій час був замінений

спеціальним акцизним збором, що додається до вартості кожного літра пального, а в страхових компаній відсутня прив'язка ціни полісу до певного класу Євро конкретного авто, тому витрати на утримання транспорту не змінюються від його якості, що не сильно стимулює власників на перехід до більш екологічних стандартів. До того ж заборони щодо Євро 5 стосуються лише ввезення і реєстрації як нових, так і старих автотранспортних засобів і жодним чином не поширюється на використання. Тому, якщо ви придбали автомобіль давно і він не відповідає не те що Євро 5, а й взагалі будь-якому поколінню стандартів, ніхто не забороняє на ньому пересуватись (принаймні по Україні) і далі забруднювати атмосферу, адже адміністративної відповідальності за це не передбачено. Правда, проблеми можуть виникнути, якщо необхідно перетнути кордон з Євросоюзом, де встановлені за це істотні штрафи.

Ще гірше складається ситуація з виробництвом пального та його відповідністю світовим стандартам. Адже норми на нього значно відстають від екологічних вимог до автотранспортних засобів. Так, згідно з технічним регламентом щодо вимог до автомобільних бензинів, дизельного, суднових та котельних палив, у нашій державі встановлено екологічні класи бензину – Євро 3, Євро 4, Євро 5. На сьогоднішній день Євро – 3, по законодавству, уже виведено з обігу, Євро 4 – діятиме ще до кінця 2017 року, а клас Євро5 – має необмежений строк дії, але з умовою, що з 2017 року забороняється використання добавок (присадок) до бензинів з концентрацією марганцю більше 6 мл. на куб. дм**.** Однак, як показує практика третина всього палива не відповідає навіть існуючим стандартам, не говорячи вже про світові вимоги. А окрім забруднення повітря, що не мало важливо, паливо неналежної якості зменшує загальний термін експлуатації транспортного засобу.

В свою чергу, початок 2008 року, на прикладі Детройтського автосалону, показав, що загальносвітовою тенденцією є використання гібридних силових установок та

альтернативних (не нафтопохідних) видів пального. Для України це питання є досить актуальним, так, як вона відноситься до енергодефіцитних країн. Потреба вітчизняного ринку в нафтопродуктах оцінюється на рівні 5,5 млн т бензину та 6,5 млн т дизельного палива. Забезпеченість України власними енергоносіями не перевищує 40%, не говорячи вже про екологічний ефект від використання біопалива. Україна завжди мала досить серйозний потенціал у сфері виробництва біопального через наявність значних площ сільськогосподарських земель. Але, на жаль, у даному напрямку на сьогодні практично вся робота ведеться тільки у вигляді вирощування сировини (переважно ріпаку) та експорту її до Європи.

Більшість наших доріг знаходяться в критичному стані, що збільшує викиди шкідливих речовин в атмосферу. Так, через низький технічний рівень, аварійність окремих ділянок, перевантаження доріг на підходах до міст не реалізуються швидкісні можливості автомобілів, витрачається в 1,3-1,5 рази більше пального, що, в свою чергу, збільшує викиди в атмосферу, витрати на ремонт і обслуговування рухливого складу підвищуються в 2,5-3,4 рази, термін служби автомобілів скорочується на 20-30% [2; ст. 17].

Також негативні зміни в довкіллі виникають у процесі будівництва автомобільних доріг. При відводі земель для будівництва та ремонту автодоріг страждає ландшафт, руйнуються поселення тварин ти знищуються великі площі рослин, характерним є виникнення в природному середовищі екологічного бар'єра, межової лінії, яка ускладнює багато природних процесів у навколишній природі таких, як пересування тварин і втрата рівноваги (навігації) у птахів. Значний вплив порушених земель на навколишнє середовище пояснюється й тим, що на поверхню виносяться токсичні породи, запилюється атмосфера, змінюється режим ґрунтових вод, включаючи глибокі підземні, утворюються значні маси

ґрунтового шару, що накопичується. В Україні у зв'язку з Євро-2012 було відновлено частину автомагістралей, проте, навіть вони не мають належним чином збудованих переходів для тварин. В якості таких споруд досить часто називають дренажні труби під дорожнім полотном.

Не останнім є й питання шумозахисту найближчих населених пунктів.

Для боротьби з вищезазначеними проблемами необхідно заборонити використанні автомобілів, які не відповідають стандарту Євро-5, передбачити відповідальність за порушення цих вимог, або ж ввести податок за викиди в атмосферу вихлопних газів, обмежити рух автомобілів в центрі міст (не лише вантажних), шляхом введення плати, заохочувати використання велотранспорту та електрокарів для пересування, створювати усі належні умови для цього (розширити мережу велодоріжок, збільшити кількість електрозаправних станцій, відмінити акцизний збір на електрокари і запровадити програму урядових пільгових кредитів для їх придбання, тощо).

У напрямку забезпечення належної якості моторного пального, для виконання взятих на себе зобов'язань, стратегічним завданням держави має стати активна участь у міжнародній роботі зі створення та впровадження технологій виробництва відновлюваних джерел пального. Встановлення належних вимог якості до традиційних нафто– чи газопохідних видів пального повинно стати короткостроковим чи середньостроковим завданням.

Щодо будівництва доріг необхідним є дотримання відповідних санітарно-захисних, природоохоронних, інженерних та технічних заходів: будівництво шумозахисних екранів, застосування дорожніх покриттів, на яких шум при проїзді автомобілів має найменшу величину, влаштування водовідвідних та водоочисних споруд, посадку спеціальних зелених насаджень, влаштування біопереходів, регулювання режимів руху автотранспорту, влаштування відповідного

покриття та укріплення узбіч для зниження пилоутворення тощо.

Як бачимо існує велика кількість проблем, які потребують нагального вирішення. Так, нові екологічні вимоги до транспортних засобів, які планомірно вступають в дію в нашій країні, дозволять гармонізувати національні екологічні стандарти з європейськими. Однак Україна істотно відстає від країн ЄС за темпами впровадження екологічних ініціатив.

Список використаної літератури

1. Афонін В.М., В.В. Костюк, П.О. Русіло Вплив на довкілля автомобільного транспорту на всіх стадіях його життєвого циклу/В.М. Афонін, В.В. Костюк, П.О. Русіло//Науковий вісник НЛТУ України. – 2008, вип. 18.3

2. Васькіна І. В. Аналіз впливу автотранспортних засобів на навколишнє середовище в селітебних зонах міст/ І.В. Васькіна//Екологічна безпека 4/2009(8)

3. Литвиненко Т.П. Екологічні принципи проектування автомобільних доріг/ Т.П. Литвиненко//Збірник наукових праць (галузеве машинобудування, будівництво). Вип. 4(39). Т.2 - 2013.- ПолтНТУ с 122-131

==========

З М І С Т

==========

стор. №

О.Я. ГОЛОДОВСЬКА, АКБАРІПУР ДАРУШ, М.С.МАЛЬОВАНИЙ
МОНІТОРИНГ ЗАБРУДНЕННЯ ГРУНТІВ НА ТЕРИТОРІЇ БАСЕЙНУ ЗАХІДНОГО БУГУ У ЛЬВІВСЬКІЙ ОБЛАСТІ … 3

А.І. ЮРЧЕНКО, Г. М. ВЕЛИЧКО
КИСНЕВИЙ РЕЖИМ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД БАСЕЙНУ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ…… 8

С.П. НАТРУС, М.В. СТРИГІНА
ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ТА РОЗВИТОК СИСТЕМИ МОНІТОРИНГУ У ДОНЕЦЬКІЙ ОБЛАСТІ…… 14

М.С. МАЛЬОВАНИЙ, А.С.СЕРЕДА, В.Т.СЛЮСАР
АЛГОРИТМ МІНІМІЗАЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ В ЗОНІ ВПЛИВУ ГРИБОВИЦЬКОГО СМІТТЄЗВАЛИЩА ЛЬВІВСЬКІЙ ОБЛАСТІ…….. 20

О.В. ПУШКАРЬОВ, І.М. РУДЕНКО, В.В. ДОЛІН
КЛІНОПТИЛОЛІТОВИЙ АДСОРБЕНТ ДЛЯ ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА ВІД ТРИТІЄВОГО ЗАБРУДНЕННЯ…… 26

І.М., РУДЕНКО, О.В. ПУШКАРЬОВ, В.В. ДОЛІН
ПОТЕНЦІЙНА ЄМНІСТЬ АДСОРБЦІЇ ТРИТІЮ З ВОДНИХ РОЗЧИНІВ БЕНТОНІТ-ЦЕОЛІТОВИМИ КОМПОЗИТАМИ.. 34

О.П. КРОТ, А.И. РОВЕНСКИЙ
ПЕРСПЕКТИВЫ ТЕРМИЧЕСКОГО УНИЧТОЖЕНИЯ НЕПРИГОДНЫХ ПЕСТИЦИДОВ…… 40

О.Л. ЗАВ'ЯЛОВА, А.С. ЧЕРКАШИНА
ВПЛИВ ДІЯЛЬНОСТІ ПІДПРИЄМСТВА ПАТ «НКМЗ» НА ВОДНІ ОБ'ЄКТИ У М. КРАМАТОРСЬК…… 48

А.И. САМЧУК, Е.В. ВОВК, И.В. КУРАЕВА, В.А СТАДНИК, О.П. КРАСЮК
ГЕОХИМИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ В ЗОНАХ РИСКА КИЕВСКОГО МЕГАПОЛИСА…….. 54

А.З. КОНЦУР, О.Р. КАРП'ЯК
СОРБЦІЙНА ОЧИСТКА ВОДИ ВІД АЗОТОВМІСНИХ ІОНІВ ЗА ДОПОМОГОЮ ОПРОМІНЕНОГО БЕНТОНІТУ НА ПРИКЛАДІ ПОБУТОВИХ СТІЧНИХ ВОД…… 60
В.М. СМИРНОВ, С.М. СМИРНОВА, К.В. АДРУГ
ВАЖКІ МЕТАЛИ У ДОННИХ ВІДКЛАДАХ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ……... 67
А.В. СЕРГІЄНКО
КОМПЛЕКСНО-ІНДЕКСНИЙ ПІДХІД У СИСТЕМІ ЕКОЛОГІЧНОГО ТА СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНОГО МОНІТОРИНГУ РОЗВИТКУ РЕГІОНУ…… 74
Ю.К. ГАПОН, Т.О. НЕНАСТІНА, М.Д. САХНЕНКО, М.В. ВЕДЬ
КІНЕТИКА ЕЛЕКТРОХІМІЧНОГО ВІДНОВЛЕННЯ КОБАЛЬТУ ТА ТУГОПЛАВКИХ МЕТАЛІВ З ЦИТРАТНИХ ЕЛЕКТРОЛІТІВ…… 81
Д.А. МОЦЬ, А.И. КУТНЯШЕНКО, И.В.КУТНЯШЕНКО
РАСПАД ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ И ОБРАЗОВАНИЕ ДИСПЕРСНОЙ ФРАКЦИИ…… 87
В.А. АНДРОНОВ, В.В. ГОРІНОВА
РІВЕНЬ ОРГАНІЗАЦІЇ ДЕРЖАВНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ В ЗОНІ ПРОВЕДЕННЯ БОЙОВИХ ДІЙ (ДОНЕЦЬКА ТА ЛУГАНСЬКА ОБЛАСТІ)…… 95
Л.М. ЕГОРОВА
СЕЛЕКТИВНОСТЬ ХИМИЧЕСКОГО РАСТВОРЕНИЯ СПЛАВА БрБ2 В РАСТВОРАХ НА ОСНОВЕ $FeCl_3$…… 100
В.М. ШМАНДІЙ, О.В. ХАРЛАМОВА, І.С. КОЛІБСЬКА, В.Ю. ЗНАЙКО
ОЦІНКА ВПЛИВУ ОБ'ЄКТІВ ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ НА СТАН ДОВКІЛЛЯ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ ЕКОБІОМОНІТОРИНГУ……... 107
В.Л. САМОХВАЛОВА
УДОСКОНАЛЕНІ МЕТОДИ РЕМЕДІАЦІЇ ЗАБРУДНЕНИХ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ, НАФТОЮ ТА НАФТОПРОДУКТАМИ ҐРУНТІВ ДЛЯ ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ДОВКІЛЛЯ…… 115
Ю.В. БУЦ, О.В. КРАЙНЮК
ЕКОЛОГІЧНО-НЕБЕЗПЕЧНІ АСПЕКТИ НАФТОГАЗОВИДОБУВНОГО КОМПЛЕКСУ СХОДУ УКРАЇНИ... 127

С.Л. ПРОСКУРА
РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ…… 133
Б.М. КОМАРИСТА, В.І. БЕНДЮГ
АВТОМАТИЗОВАНА СИСТЕМА ОЦІНКИ ВПЛИВУ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ ПРОДУКТУ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ…… 138
И.В. ГРАЙВОРОНСКАЯ, Э.Б. ХОБОТОВА
ШЛАКОВЫЕ АДСОРБЕНТЫ ОРГАНИЧЕСКИХ КРАСИТЕЛЕЙ ПРОМЫШЛЕННЫХ ВОД……... 147
В.Р. КОСТАНЯН, В.О. БАБЕНКО
РОЗРОБЛЕННЯ ТА ВПРОВАДЖЕННЯ СИСТЕМИ КЕРУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ГАЗОТРАНСПОРТНОЇ СИСТЕМИ (ГАЗОСХОВИЩ)…… 153
О.О. САВЧУК
ПРАВОВЕ РЕГУЛЮВАННЯ ОБ'ЄКТІВ, ЩО СТАНОВЛЯТЬ ПІДВИЩЕНУ ЕКОЛОГІЧНУ НЕБЕЗПЕКУ…… 162
Т.І. КУТНЯШЕНКО, О.С. ПАРФЕНЮК, І.В. КУТНЯШЕНКО
ВПЛИВ ВЛАСТИВОСТЕЙ РОБОЧОЇ СИРОВИНИ НА НАДІЙНІСТЬ БІОГАЗОВОГО УСТАТКУВАННЯ…… 167
В.В. МЕЛЬНИК
НАКОПИЧЕННЯ 137CS МОХОВИМ ПОКРИВОМ СІЖОГО БОРУ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ…… 174
О.О. РЯЗАНЦЕВ, Е.Б. ХОБОТОВА
ХІМІЧНИЙ СКЛАД ВІДВАЛЬНИХ ДОМЕННИХ ШЛАКІВ… 181
О.Є. КОФАНОВ, Н.С. РЕМЕЗ
СКОРОЧЕННЯ ВМІСТУ ШКІДЛИВИХ РЕЧОВИН У ВІДПРАЦЬОВАНИХ ГАЗАХ ДВИГУНІВ ВНУТРІШНЬОГО ЗГОРЯННЯ МОДИФІКАЦІЄЮ МОТОРНИХ ПАЛИВ…… 188
А.В. ПАЛІЙ
ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА АВТОМОБІЛЬНОГО ТРАНСПОРТУ…… 196

Наукове видання

"ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА: СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ ТА ПРОПОЗИЦІЇ"
Збірник наукових праць Всеукраїнської науково-практичної конференції
(м. Харків, 21 квітня 2017 р.).
Том І

Укладач та головний редактор: ***Іван Бондаренко***
Технічний редактор: ***Олексій Кутняшенко***
Комп'ютерна верстка: ***Іван Бондаренко***
Дизайн обкладинки: ***Nemezida Soul***

==========

NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATION
«REGIONAL CENTER FOR SCIENTIFIC AND TECHNOLOGICAL DEVELOPMENT»

м. Харків, вул. Франтішка Крала, буд. 57, кв. 35, e-mail: innovation482@gmail.com
Телефони: +380660413080, +380951214854
Свідоцтво про реєстрацію громадського об'єднання як громадської організації №1453612 від 09.02.2016 року

ХАРКІВСЬКА ДЕРЖАВНА НАУКОВА БІБЛІОТЕКА ІМ. В.Г. КОРОЛЕНКА

Формат 60х84/16. Гарнітура "Times New Roman".
Підписано до друку 03.05.2017 р.
Наклад: 500 прим.

Видавець: ТОВ «НВП «Інтерсервіс»». м. Київ, вул. Бориспільська, 9,
Свідоцтво: серія ДК № 3534 від 24.07.2009 р.
==========
Надруковано у типографії: ТОВ "Карбон сервіс".
м. Київ, пер. Лабораторний 1, оф. 220. Тел.: +380444942491